Santé Canada Health Canada

Votre santé et votre sécurité... notre priorité. *Your health and safety... our priority.*

Projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01

Examen spécial des risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques : Projet de décision aux fins de consultation

Document de consultation

(also available in English)

Le 15 août 2018

Ce document est publié par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec :

Publications
Agence de réglementation de
la lutte antiparasitaire
Santé Canada
2720, promenade Riverside
I.A. 6607 D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Internet : Canada.ca/les-pesticides
hc.pmra.publications-arla.sc@canada.ca
Télécopieur : 613-736-3758
Service de renseignements :
1-800-267-6315 ou 613-736-3799
hc.pmra.info-arla.sc@canada.ca

Canada

ISSN : 2561-6277 (en ligne)

Numéro de catalogue : H113-30/2018-1F (publication imprimée)
H113-30/2018-1F-PDF (version PDF)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de Santé Canada, 2018

Tous droits réservés. Il est interdit de reproduire ou de transmettre l'information (ou le contenu de la publication ou du produit), sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, reproduction électronique ou mécanique, photocopie, enregistrement sur support magnétique ou autre, ou de la verser dans un système de recherche documentaire, sans l'autorisation écrite préalable du ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S5.

Table des matières

1.0 Introduction 1
2.0 Utilisations de la clothianidine au Canada 1
3.0 Aspects préoccupants qui ont suscité l'examen spécial 1
4.0 Évaluation des aspects préoccupants par l'ARLA 2
4.1 Devenir et comportement dans l'environnement 4
4.2 Mode d'action 5
4.3 Toxicité pour les invertébrés aquatiques 6
4.3.1 La clothianidine et ses préparations commerciales 6
4.3.2 Produits de transformation de la clothianidine 10
4.4 Risques pour les invertébrés aquatiques 11
4.4.1 Critères d'effet de la clothianidine 12
Tableau 1 Différents critères d'effet pris en compte dans l'évaluation des risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques 13
Tableau 2 Comparaison des valeurs de référence établies par l'ARLA pour la clothianidine aux valeurs publiées dans la littérature ouverte 15
4.4.2 Évaluation préliminaire 16
4.4.3 Évaluation approfondie des risques 17
Tableau 3 Scénarios d'utilisation de la clothianidine pour la modélisation des eaux de surface 19
Figure 1 Moyenne annuelle des CEE sur 21 jours de la clothianidine dans les eaux de surface, pour les utilisations foliaires et en sillons modélisées pendant une période de 50 ans, par rapport aux critères d'effet chronique 24
Figure 2 Moyenne annuelle des CEE sur 21 jours de la clothianidine dans les eaux de surface, pour les utilisations en traitement des semences modélisées pendant une période de 50 ans, par rapport aux critères d'effet chronique 25
4.5 Incertitudes relevées dans l'évaluation des risques 37
4.5.1 Critères d'effet 37
4.5.2 Exposition 38
4.5.3 Modélisation 38
4.5.4 Surveillance 38
4.6 Conclusions de l'évaluation des risques 39
4.7 Atténuation des risques pour les invertébrés aquatiques 40
4.7.1 Restrictions d'utilisation 40
4.7.2 Zones tampons de pulvérisation 40
4.7.3 Atténuation des eaux de ruissellement 41
Liste des abréviations 43
Annexe I Produits homologués contenant de la clothianidine en date de mai 2018 et qui sont visés par le présent examen spécial, sauf les produits abandonnés ou ayant fait l'objet d'une demande d'abandon 45
Annexe II Usages commerciaux homologués de la clothianidine au Canada en date de mai 2018 visés par le présent examen spécial 47
Annexe III Devenir, toxicité et risques pour les invertébrés aquatiques 52

Tableau A.3-1 Description du principe actif clothianidine 52
Tableau A.3-2 Propriétés physico-chimiques de la clothianidine pertinentes pour l'environnement 52
Tableau A.3-3 Valeurs estimées du coefficient de partage octanol-eau pour les produits de transformation de la clothianidine à un pH de 7 53
Tableau A.3-4 Résumé du devenir et du comportement de la clothianidine dans les milieux terrestres 53
Tableau A.3-5 Résumé du devenir et du comportement de la clothianidine dans le milieu aquatique 62
Tableau A.3-6 Information sur le devenir de la clothianidine d'après la littérature scientifique 65
Tableau A.3-7 Produits de transformation de la clothianidine observés dans les études du devenir environnemental 69
Figure A.3-1 Voie de transformation proposée pour la clothianidine dans un sol aérobie 71
Figure A.3-2 Voie de phototransformation proposée pour la clothianidine dans un tampon stérile 72
Figure A.3-3 Voie de transformation proposée de la clothianidine dans un système eau/sédiments aérobie 72
Tableau A.3-8 Effets de la clothianidine et des préparations commerciales contenant de la clothianidine seulement sur les invertébrés aquatiques 73
Tableau A.3-9 Effets des produits de transformation majeurs de la clothianidine sur les invertébrés aquatiques 86
Tableau A.3-10 Résumé de l'évaluation préliminaire des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques exposés à une plage de doses d'application saisonnières 89
Tableau A.3-11 Résumé de l'évaluation préliminaire des risques des principaux produits de transformation de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques exposés à la dose d'application saisonnière maximale pour toutes les cultures (dose de traitement des semences de 420 g p.a./ha) 91
Tableau A.3-12 Évaluation approfondie des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après des niveaux prévus de dérive de la pulvérisation 92
Tableau A.3-13 Évaluation approfondie des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après les niveaux prévus de ruissellement des pesticides 94
Annexe IV Distribution de la sensibilité des espèces 102
Tableau A.4-1 Résumé de l'analyse des données de toxicité des DES pour l'insecticide clothianidine 102
Tableau A.4-2 Données de toxicité utilisées dans la DSE pour les effets aigus de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce 103
Figure A.4-1 DSE pour la toxicité aiguë de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'eau douce 104
Tableau A.4-3 Données de toxicité utilisées dans la DSE pour les effets chroniques de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce 104

Figure A.4-2 DSE pour la toxicité chronique de la clothianidine chez les invertébrés aquatiques d'eau douce 105
Annexe V Concentrations estimées dans l'environnement dues à la dérive de pulvérisation 107
Tableau A.5-1 Résumé des doses d'utilisation maximales cumulatives de clothianidine, selon la méthode d'application 107
Tableau A.5-2 CEE obtenues lors de l'évaluation préliminaire de la clothianidine et de ses produits de transformation dans des plans d'eau d'une profondeur de 80 cm après des doses d'application directe de 17,5 g p.a./ha (dose minimale de traitement des semences), de 350 g p.a./ha (dose maximale de traitement foliaire) et de 420 g p.a./ha (dose maximale de traitement des semences) 108
Annexe VI Concentrations estimées dans l'environnement d'après la modélisation des concentrations dans l'eau 109
1.0 Introduction 109
2.0 Modélisation des estimations 109
2.1 Information sur l'application et données utilisées dans les modèles 109
Tableau A.6-1 Doses et moment d'application et autres renseignements pertinents 109
Tableau A.6-2 Principales données de modélisation des eaux souterraines et des eaux de surface pour l'évaluation de la clothianidine selon l'écoscénario 110
2.2 Évaluation de l'écoscénario en milieu aquatique 111
Tableau A.6-3 CEE modélisées (µg p.a./L) de clothianidine dans un plan d'eau d'une profondeur de 0,8 m, sans tenir compte de la dérive de pulvérisation 112
Annexe VII Résumé de l'analyse de la surveillance de l'eau 114
Tableau A.7-1 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick 114
Tableau A.7-2 Quotients de risque pour la clothianidine mesurée dans les plans d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick 118
Tableau A.7-3 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau du Québec 122
Tableau A.7-4 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau du Québec 127
Tableau A.7-5 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de l'Ontario 132
Tableau A.7-6 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau de l'Ontario 142
Tableau A.7-7 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta 152
Tableau A.7-8 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta 171
Tableau A.7-9 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de Colombie-Britannique 189
Tableau A.7-10 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau de la Colombie-Britannique 193

Annexe VIII Modifications proposées aux étiquettes des produits contenant de la clothianidine 198
Liste des références 200

1.0 Introduction

L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a entrepris un examen spécial de la clothianidine en vertu du paragraphe 17(1) de la *Loi sur les produits antiparasitaires* en se fondant sur une analyse préliminaire des renseignements disponibles sur les concentrations et la fréquence de détection de la clothianidine dans les milieux aquatiques.

Comme l'exige le paragraphe 18(4) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'ARLA a évalué les aspects préoccupants qui ont motivé l'examen spécial des produits antiparasitaires contenant de la clothianidine. Cet examen spécial vise à étudier un aspect préoccupant, à savoir évaluer le risque potentiel pour les invertébrés aquatiques exposés à la clothianidine appliquée en traitement des semences, en traitement foliaire ou en traitement du sol.

2.0 Utilisations de la clothianidine au Canada

L'annexe I énumère tous les produits à base de clothianidine qui sont homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* en date de mai 2018 et qui font l'objet du présent examen spécial. La clothianidine est actuellement présente dans 14 préparations commerciales auxquelles les invertébrés aquatiques peuvent être exposés. Ces produits peuvent être utilisés pour l'enrobage des semences (canola, moutarde, colza, maïs, blé, diverses cultures de légumes, pomme de terre [traitement des plantons]), en application par pulvérisation foliaire (gazon, pomme de terre, fruits à noyau, fruits à pépins, raisin, fraise, cucurbitacées), dans les sillons (pour la pomme de terre) ou en préplantation (patate douce). Les applications par pulvérisation foliaire peuvent être faites par rampe d'aspersion, pulvérisation pneumatique ou pulvérisation aérienne, selon la culture. L'annexe II indique toutes les utilisations homologuées des préparations commerciales contenant de la clothianidine qui ont fait l'objet du présent examen spécial.

3.0 Aspects préoccupants qui ont suscité l'examen spécial

Cet examen spécial a été amorcé le 23 novembre 2016, en même temps que la publication de la décision de réévaluation cyclique proposée par l'ARLA pour l'imidaclopride (PRVD2016-20). L'évaluation des risques que pose l'imidaclopride pour le milieu aquatique a mis en évidence des risques préoccupants pour les invertébrés aquatiques. La clothianidine partage le même mode d'action avec un profil de toxicité similaire. Les données de surveillance disponibles indiquaient que la clothianidine était détectée à des concentrations et à des fréquences dans les milieux aquatiques pouvant présenter un risque pour les invertébrés aquatiques. Une évaluation préliminaire a été réalisée afin de déterminer si un examen spécial était nécessaire. D'après les renseignements disponibles sur le devenir, la toxicité et la surveillance de la clothianidine dans l'eau, il y avait des motifs raisonnables de croire que le risque potentiel pour les invertébrés aquatiques, découlant de l'utilisation de la clothianidine, pourrait dépasser le niveau préoccupant de l'ARLA dans les conditions d'utilisation actuelles.

Le lancement de l'examen spécial a été annoncé dans le document REV2016-17, Annonce d'examens spéciaux : Risques environnementaux potentiels pour les invertébrés aquatiques découlant de l'utilisation de la clothianidine et du thiaméthoxame. Cet examen spécial vise à

étudier un aspect préoccupant, à savoir évaluer le risque potentiel pour les invertébrés aquatiques exposés à la clothianidine appliquée en traitement des semences, en traitement foliaire ou en traitement du sol.

4.0 Évaluation des aspects préoccupants par l'ARLA

L'ARLA exigeait que le titulaire soumette toutes les données disponibles sur le devenir de la clothianidine dans l'environnement, y compris les données canadiennes de surveillance sur les eaux de surface et sur sa toxicité pour les invertébrés aquatiques. De plus, l'ARLA a demandé les mêmes renseignements aux provinces et autres ministères et organismes fédéraux pertinents, conformément au paragraphe 18(2) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. En réponse aux demandes de l'ARLA, celle-ci a reçu des renseignements au sujet de l'aspect préoccupant.

Les données supplémentaires fournies par le titulaire comprenaient des renseignements sur le devenir environnemental de la clothianidine dans le sol et dans l'eau, ainsi que sur l'écotoxicité de la clothianidine et de ses principaux produits de transformation pour les invertébrés aquatiques. Les données sur la toxicité de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques, générées par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et par des chercheurs universitaires, ont été utilisées pour cet examen spécial. Une analyse documentaire exhaustive des données actuelles pertinentes pour l'examen spécial a fourni des données supplémentaires sur l'écotoxicité de la clothianidine. Au total, l'ARLA a tenu compte des données sur l'écotoxicité aiguë pour 39 espèces d'invertébrés aquatiques et des données sur la toxicité chronique pour 7 espèces, ainsi que des critères d'effet basés sur des communautés de niveau supérieur, découlant de trois études. Aucun incident environnemental préoccupant pour les invertébrés aquatiques n'a été relevé en Amérique du Nord.

Des données publiées et non publiées sur la surveillance de l'eau douce au Canada ont été reçues des gouvernements fédéral et provinciaux, de chercheurs universitaires, d'entreprises titulaires et de membres du Groupe de travail multipartite sur la surveillance environnementale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Les données sur la surveillance de l'eau douce consistaient en plusieurs ensembles de données robustes, et comportant souvent un grand nombre d'échantillons prélevés à des fréquences élevées dans des zones agricoles entre 2010 et 2017.

Principales constatations

L'évaluation environnementale a montré que dans les milieux aquatiques au Canada, la clothianidine est mesurée à des concentrations nocives pour les insectes aquatiques. Ces insectes constituent une partie importante de l'écosystème, notamment comme source de nourriture pour les poissons, les oiseaux et d'autres animaux. D'après les renseignements actuellement disponibles, la plupart des utilisations de la clothianidine à l'extérieur au Canada ne sont pas durables. Pour de plus amples renseignements sur le projet de décision de Santé Canada concernant cet examen spécial de la clothianidine, voir la section 5.0.

Conclusions de l'évaluation des risques

Dans le cadre des évaluations des risques environnementaux, l'ARLA a pour politique de toujours tenir compte à la fois des données de surveillance (lorsqu'elles sont disponibles) et des concentrations estimées dans l'environnement (CEE) générées à l'aide de modèles de l'eau dans le cadre de son évaluation globale des risques. Bien que les données de surveillance valides soient considérées comme préférables aux CEE modélisées, l'importance accordée à ces données varie selon les circonstances.

Pour déterminer les critères d'effet toxicologique les plus appropriés à prendre en considération dans l'évaluation des risques, l'ARLA tient compte à la fois des études soumises par les titulaires et des études accessibles au public. Les données sur l'écotoxicité sont examinées dans le cadre d'une démarche par paliers qui comprend les éléments suivants :

- le critère d'effet pour l'espèce la plus sensible;
- une distribution de la sensibilité des espèces lorsque suffisamment de points de données sont disponibles;
- des études en mésocosme qui prennent en compte les effets au niveau de la communauté.

Pour la clothianidine, les distributions de la sensibilité des espèces (DSE) pour l'exposition aiguë et chronique dans les milieux d'eau douce ont été déterminées. De plus, deux études acceptables en mésocosme étaient disponibles pour évaluer les concentrations auxquelles des effets au niveau de la communauté seraient observés. Pour l'évaluation de la toxicité chronique, les critères d'effet pour les espèces les plus sensibles, les DSE et l'étude en mésocosme traduisant la plus grande sensibilité ont été pris en compte dans une démarche fondée sur le poids de la preuve, pour l'évaluation des risques.

L'évaluation des risques fondée sur les résultats de la modélisation indique que l'exposition à la clothianidine peut présenter un risque aigu et chronique pour les invertébrés d'eau douce et un risque chronique pour les invertébrés marins et estuariens. En règle générale, les intrants et les hypothèses utilisés pour la modélisation sont prudents et les CEE générées sont susceptibles d'être plus élevées que les concentrations réelles présentes dans les plans d'eau. En ce qui concerne la clothianidine, cependant, la plage des CEE pour les eaux de surface prévue par la modélisation chevauche la plage des concentrations mesurées dans les plans d'eaux de surface.

Les risques aigus et chroniques pour les invertébrés d'eau douce ont été établis à partir d'ensembles de données de surveillance canadiens robustes. Les concentrations de clothianidine dépassaient parfois le niveau préoccupant de risque aigu dans les plans d'eau associés aux zones de culture mixte de légumes et de pommes de terre. Les concentrations de clothianidine dépassaient également le critère d'effet toxicologique aigu dans trois zones humides situées dans des zones agricoles des Prairies. Cependant, en raison d'un manque d'information sur les sites, l'ARLA n'est pas en mesure d'affirmer avec certitude que ces zones humides sont pertinentes pour une évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques. Les données de surveillance ont probablement fourni une sous-estimation de l'exposition aiguë, car l'échantillonnage ne saisit pas généralement les concentrations maximales.

Les concentrations de clothianidine détectées dans les zones suivantes dépassaient fréquemment le niveau préoccupant chronique pour les invertébrés d'eau douce (les méthodes homologuées d'application de la clothianidine sont indiquées entre parenthèses) :

- régions de culture du maïs et du soja (traitement des semences),
- pommes de terre (traitement des semences, application au sol ou pulvérisation foliaire),
- légumes (traitement des semences ou pulvérisation foliaire, selon le type),
- vergers et vignobles (pulvérisation foliaire).

Le niveau préoccupant chronique dans les plans d'eau stagnante et les plans d'eau courante principalement associés aux utilisations en traitement des semences dans les Prairies a été dépassé, mais il y avait une incertitude concernant la durée de l'exposition.

Les concentrations détectées dans certains plans d'eau situés dans des régions de culture mixte de pommes de terre et de légumes ont dépassé le critère d'effet pour les mésocosmes pendant des périodes allant de quelques semaines à plusieurs mois. Cette exposition chronique peut avoir des effets au niveau des communautés, y compris des changements dans l'abondance des espèces d'insectes et la richesse taxonomique. Des concentrations de clothianidine dépassant le critère d'effet au niveau de la communauté ont également été détectées dans d'autres régions de culture, mais elles étaient sporadiques et de courte durée. La présence de concentrations de clothianidine égales ou supérieures au critère d'effet au niveau de la communauté peut avoir des répercussions importantes sur la structure des invertébrés de la communauté, ce qui est l'un des principaux objectifs de protection de l'ARLA. Il est également possible que les effets au niveau de la communauté puissent être observés à des concentrations plus faibles étant donné les incertitudes relevées concernant le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité en mésocosme (ce dont nous discutons plus loin dans ce document).

Aucune donnée de surveillance canadienne de la clothianidine dans les eaux estuariennes ou marines n'était disponible pour exclure les risques relevés pour les invertébrés marins et estuariens.

4.1 Devenir et comportement dans l'environnement

Un résumé de tous les renseignements disponibles sur le devenir et le comportement de la clothianidine dans l'environnement figure à l'annexe III. Le devenir et le comportement de la clothianidine dans l'environnement sont résumés ci-dessous :

- La clothianidine entre en contact avec le sol lorsqu'elle est appliquée directement sur celui-ci, pulvérisée sur le feuillage ou lorsque la clothianidine contenue dans l'enrobage des semences s'éloigne des semences et pénètre dans le sol environnant. La persistance de la clothianidine dans le sol dépend de divers facteurs, dont le type de sol. Dans certains champs, la clothianidine peut persister assez longtemps pour être encore présente à la saison de croissance suivante. Lorsque la clothianidine est utilisée pendant de nombreuses années, il a été démontré que les concentrations dans le sol augmentent d'abord, puis se stabilisent après environ 3 à 5 ans.

- Les principaux produits issus de la dégradation microbienne de la clothianidine dans le sol sont les suivants : *N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-méthylurée (TZMU), *N*-méthyl-*N'*-nitroguanidine (MNG) et *N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-nitroguanidine (TZNG). Ces composés peuvent persister dans le sol. Le MNG et le TZNG ont été trouvés dans les cultures de rotation.

- La clothianidine peut s'infiltrer dans le profil pédologique et a été détectée dans les eaux souterraines. Certains produits de transformation de la clothianidine dans le sol peuvent également être mobiles.

- La clothianidine peut pénétrer dans le milieu aquatique par dérive de pulvérisation ou par ruissellement. La clothianidine se dissout facilement dans l'eau et ne devrait pas pénétrer dans l'air ni se décomposer par des réactions chimiques avec des molécules d'eau dont le pH est pertinent pour l'environnement.

- Dans l'eau, on s'attend à ce que la clothianidine se dissipe relativement rapidement si elle est exposée à la lumière du soleil. En l'absence de lumière du soleil, la clothianidine sera décomposée plus lentement par les microbes. En laboratoire, la clothianidine est modérément persistante à persistant dans les systèmes aquatiques contenant des sédiments. Dans des conditions plus réalistes, c'est-à-dire dans les études à l'extérieur, la clothianidine est modérément persistante.

- La clothianidine se retrouve fréquemment dans les eaux de surface des régions agricoles canadiennes.

- Dans les conditions de laboratoire, les principaux produits issus de la transformation de la clothianidine dans l'eau, en présence de lumière, comprennent le formamide (FA), la 4-hydroxy-2-méthylamino-2-imidazolin-5-one (HMIO), la 7-méthylamino-4*H*-imidazo[5,1-*b*] [1,2,5]thiadiazin-4-one (MIT), la méthylguanidine (MG), la méthylurée (MU) et le TZMU. En l'absence de lumière solaire, la *N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-méthylguanidine (TMG) était le seul produit majeur et on la trouvait principalement dans les sédiments.

- Les résidus pertinents pour le milieu aquatique comprennent la clothianidine, la MG et la MU dans les eaux de surface. La MG et la MU sont des produits de transformation formés par l'exposition à la lumière du soleil qui ne se décomposent pas facilement dans l'eau en présence de microbes. Les résidus pertinents dans les sédiments comprennent la clothianidine et la TMG.

4.2 Mode d'action

La clothianidine est un insecticide néonicotinoïde de deuxième génération. La clothianidine est classée par l'Insecticide Resistance Action Committee (IRAC) comme insecticide appartenant au groupe de mode d'action 4A. Il agit par contact ou par ingestion en se liant aux sites des récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine dans le système nerveux central des insectes ravageurs. Bien que l'enzyme acétylcholinestérase décompose normalement l'acétylcholine, ce

qui freine la transmission des signaux provenant de ces récepteurs, elle ne décompose pas facilement les insecticides néonicotinoïdes. La stimulation prolongée des nerfs cholinergiques conduit à la paralysie et éventuellement à la mort. On sait que les néonicotinoïdes ont une plus grande affinité pour les récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine des insectes que ceux des oiseaux ou des mammifères. La raison en est que les récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine sont différents chez les insectes et les vertébrés, ce qui affecte leur capacité de lier les nicotinoïdes (description détaillée dans Tomizawa et Casida, 2003 et 2005).

4.3 Toxicité pour les invertébrés aquatiques

Un résumé des données sur la toxicité de la clothianidine disponibles pour les invertébrés aquatiques est présenté dans le tableau A.3-8 pour le principe actif de qualité technique et les préparations commerciales préparées avec de la clothianidine seule, et dans le tableau A.3-9 pour les produits de transformation de la clothianidine. Les renseignements sur la toxicité ont été évalués à partir d'études produites par les titulaires, d'études gouvernementales et universitaires et d'études publiées dans la littérature ouverte. Les résultats des études de toxicité aiguë chez les invertébrés aquatiques ont été rapportés sous forme de valeurs CE_{50} ou CL_{50}. Les critères d'effet CE_{50} sublétaux étaient généralement caractérisés par l'immobilisation de l'animal. Comme l'immobilisation était fréquente et était suivie de la mortalité des sujets étudiés, plusieurs des valeurs CE_{50} déclarées comprenaient à la fois des effets d'immobilisation et de mortalité, qui sont indiqués dans les tableaux A.3-8 et A.3-9. Lorsque l'effet observé était dû uniquement à la mortalité, la CL_{50} est fournie. Comme l'immobilité peut avoir un impact significatif sur la survie d'un invertébré aquatique dans l'environnement naturel, les valeurs CE_{50} et CL_{50} sont considérées comme une mesure équivalente de la mortalité pour ce groupe d'animaux.

4.3.1 La clothianidine et ses préparations commerciales

Invertébrés d'eau douce

La toxicité de la clothianidine pour les invertébrés d'eau douce diffère selon le groupe taxonomique. Les crustacés appartenant à l'ordre des cladocères sont généralement moins sensibles, la clothianidine étant de modérément toxique (*Ceriodaphnia dubia*, CE_{50} 48 h = 1 690 µg p.a./L) à pratiquement non toxique (*Daphnia magna*, CE_{50} 48 h > 119 000 µg p.a./L), pour une variété d'espèces de daphnies. L'exposition à des produits formulés contenant de la clothianidine comme seul principe actif a généralement donné lieu à des critères d'effet traduisant une plus grande sensibilité pour les cladocères que l'exposition au principe actif de qualité technique. Cela indique que les composants des formulations peuvent contribuer à la toxicité.

Cependant, la clothianidine présente une toxicité élevée à très élevée pour les crustacés appartenant aux groupes des amphipodes, des isopodes et des décapodes. Les critères d'effet aigu basés sur l'immobilisation et la mortalité observées ont donné lieu à des valeurs CE_{50} allant de 4,8 µg p.a./L (*Hyalella azteca*, CE_{50} 96 h) à 599 µg p.a./L (*Procambarus clarkii*, CE_{50} 96 h). Les critères d'effet basés sur la mortalité seulement variaient de 1,65 µg p.a./L (*Hyalella azteca*, CL_{50} subchronique 7 j) à 16 086 µg p.a./L (*Caecidotea* sp, CL_{50} 96 h).

La clothianidine présente une toxicité modérée pour les escargots adultes, d'après une exposition subchronique (CL_{50} 7 j = 4 000 µg p.a./L, *Planorbella pilsbryi*), et n'est pas toxique pour les

larves véligères de *Lampsilis fasciola* jusqu'à la concentration d'essai maximale (CSEO = 478 µg p.a./L, concentration d'essai maximale). La clothianidine présente une toxicité très élevée pour les oligochètes, d'après leur immobilisation (CE_{50} 96 h = 41,7 µg p.a./L).

La clothianidine présente une toxicité élevée à très élevée pour au moins une espèce représentative de tous les groupes d'insectes testés, d'après leur immobilisation ou leur mortalité. Les valeurs CE_{50} basées sur l'immobilisation et la mortalité variaient de 1,85 µg p.a./L (*Chironomus dilutus*, CE_{50} 96 h) à < 5 919 µg p.a./L (*Coenagrion* sp, CE_{50} 96 h, pour lequel on avait observé une immobilisation à 100 % et une mortalité à 5 919 µg p.a./L). Les critères d'effet aigu basés sur la mortalité seule allaient de 2 µg p.a./L (*Graphoderus fascicollis*, CL_{50} 48 h) à 14 556 µg p.a./L (*Coenagrion* sp, CL_{50} 96 h).

Les invertébrés d'eau douce sont très sensibles à l'exposition chronique (à long terme ou répétée) à la clothianidine. Des effets sublétaux, y compris la réduction de la capacité de reproduction, de la croissance, de l'émergence et de la proportion des sexes chez les insectes, ont été observés à des concentrations bien en deçà des concentrations présentant un effet médian aigu en termes d'immobilisation ou de mortalité. Les données sur l'exposition chronique en milieu aquatique étaient disponibles pour les cladocères, les amphipodes, les mollusques et les diptères. Les critères d'effet constatés chez ces espèces les plus sensibles allaient de 0,020 µg p.a./L (*Chironomus dilutus*, CE_{20} 40 j, émergence) à 120 µg p.a./L (*Daphnia magna*, CSEO 21 j, reproduction).

Trois études portant sur l'exposition des diptères dans les sédiments (*Chironomidae*) étaient disponibles, dont deux ont été jugées acceptables pour l'évaluation des risques. Les critères d'effets établis à partir de ces études ont été exprimés en termes de concentrations dans les sédiments, les eaux surjacentes et/ou l'eau interstitielle. Aux fins de l'évaluation des risques, le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité basé sur les concentrations dans l'eau interstitielle était 1,1 µg p.a./L (*Chironomus riparius*, CSEO 10 j, poids sec).

Invertébrés marins

Les données sur la toxicité aiguë pour les invertébrés marins n'étaient disponibles que pour deux espèces. La clothianidine présente une toxicité très élevée pour le mysidacé, *Mysidopsis bahia* (CL_{50} 96 h = 51 µg p.a./L), mais elle est pratiquement non toxique pour la palourde, *Crassostrea virginica* (CE_{50} 96 h > 129 100 µg p.a./L).

Les données sur la toxicité chronique pour les invertébrés marins étaient également disponibles pour deux espèces seulement. L'exposition chronique à la clothianidine a entraîné une réduction significative de la reproduction chez *M. bahia* (CSEO 39 j, reproduction = 5,1 µg p.a./L). Dans une étude sur des sédiments traités, la survie de l'amphipode marin, *Leptocheirus plumulosus*, a été réduite de façon significative (CSEO 10 j, mortalité = 11,6 µg p.a./L d'eau interstitielle).

Études en mésocosme

Études soumises par les titulaires

Deux études présentées par des titulaires portant sur l'exposition chronique de communautés naturelles d'invertébrés aquatiques à la clothianidine dans des étangs artificiels extérieurs contrôlés (mésocosmes) ont été examinées. Dans les deux études, une formulation de granulé mouillable (50 WG) (garantie : 49,3 % de clothianidine) a été appliquée une seule fois en pulvérisation de surface, à des concentrations nominales allant jusqu'à 10 µg p.a./L, et les effets sur les communautés de l'étang ont été observés pendant 98 et 56 jours, respectivement. Dans les deux études, les concentrations dans la phase aqueuse des étangs d'essai diminuaient avec le temps et, par conséquent, l'ARLA a caractérisé les effets en fonction des concentrations moyennes pondérées dans le temps (MPT). Dans la première étude, les insectes émergents d'eau douce (principalement des espèces de chironomidés) ont été affectés de façon significative, avec une réduction du taux d'émergence pour plusieurs espèces d'insectes, ainsi que de la densité larvaire des chironomidés dans les sédiments et des effets toxiques sur les paramètres de la communauté, y compris l'abondance taxonomique, la diversité, la régularité et la similarité (ARLA nº 1636641). D'après ces résultats, la CSEO a été établie à 0,54 µg p.a./L MPT. Des effets toxiques sur les insectes émergents ont été observés dans les trois semaines suivant l'application de la substance d'essai. La densité des populations de chironomidés dans les sédiments est revenue au niveau de contrôle 28 jours après le traitement, et les densités de tous les insectes émergents affectés ainsi que tous les paramètres des communautés étaient revenus aux niveaux de contrôle 77 jours après le traitement.

Dans la deuxième étude (ARLA nº 2713555), l'exposition à la clothianidine a entraîné les changements importants suivants dans la structure de la communauté à 0,573 µg p.a./L MPT (1,0 µg p.a./L, concentration nominale) :

- augmentation du nombre de larves de *Chaoborus* sp,
- réduction de l'abondance de *Plea* sp (hémiptère),
- réduction de l'abondance totale des hémiptères,
- réduction de la richesse taxonomique des insectes émergents.

Une augmentation statistiquement significative de larves de *Tanypodinae* sp (diptère) a également été observée, mais n'a pas été jugée pertinente sur le plan écologique en raison de la variabilité entre les répétitions de traitement. La CSEO résultante pour les espèces individuelles ou la communauté ou encore la richesse taxonomique était de 0,281 µg p.a./L MPT (0,5 µg p.a./L, concentration nominale). Ces effets étaient transitoires à cette concentration, car on a constaté une récupération à la fin de l'étude de 56 jours. À la dose de 5,76 µg p.a./L MPT (10 µg p.a./L, concentration nominale), des effets significatifs ont été observés au niveau de la communauté ou des espèces individuelles, avec aucune récupération à la fin de l'étude : diminution de l'abondance des immatures et des juvéniles d'*Asellus aquaticus*, de l'abondance totale de crustacés et de la richesse en espèces des insectes émergents. La CSENO établie, basée sur l'absence d'une récupération, était de 0,573 µg p.a./L MPT (1,0 µg p.a./L, concentration nominale).

La récupération observée chez les insectes émergents dans les deux études en mésocosme soumises par les titulaires peut être en partie attribuable à un recrutement supplémentaire dans l'environnement, car les systèmes d'essai n'étaient pas fermés. D'après les résultats de ces études en mésocosme, on ne peut formuler de conclusions concernant le potentiel de récupération sur le terrain, car aucun des effets en mésocosme n'a été examiné après l'administration de doses répétées. Dans le cas des plans d'eau ayant reçu des apports de clothianidine après des applications répétées au cours de la même saison de croissance, ou des apports continus par le ruissellement provenant des champs traités, la récupération pourrait être retardée. Selon l'étiquette du produit actuellement homologué, des applications foliaires répétées de clothianidine sont permises sur certaines cultures dans les 7 à 14 jours, ce qui est beaucoup plus tôt que le temps nécessaire pour que certaines communautés récupèrent complètement, selon les études en mésocosme (c'est-à-dire jusqu'à 77 jours). De plus, en raison de la faible abondance dans les étangs dans les deux études, il n'a pas été possible de déterminer les effets sur les éphéméroptères, dont on sait qu'ils sont sensibles à la clothianidine. L'absence de doses répétées et l'absence de ces espèces sensibles peuvent indiquer que la CSENO de 0,573 µg p.a./L, qui est basée sur l'absence de récupération observée, est une surestimation et peut ne pas assurer la protection des communautés d'insectes dans le milieu aquatique. Les CSEO établies d'après les études en mésocosme, fondées sur les plus faibles concentrations avec effet observé, peu importe le degré de récupération, correspondent à la plage des critères d'effet indiqués pour les espèces d'insectes à l'état larvaire dans les études de toxicité en laboratoire. Par conséquent, l'ARLA estime que la CSEO sur 56 j de 0,281 µg p.a./L MPT est une estimation raisonnable de l'absence d'effet au niveau de la communauté à la suite d'une application unique.

Études en microcosme ou en mésocosme dans la littérature publiée

Deux études publiées récemment sur des recherches en microcosme et en mésocosme en plein air ont été examinées. Dans la première étude, Miles et coll. 2017 (ARLA n° 2832753) ont mené une étude en mésocosme en plein air avec Arena (0,25 % de clothianidine). Des mésocosmes avec ou sans invertébrés prédateurs prélevés sur le terrain (p. ex., dytiques adultes, notonectes, larves de libellules, écrevisses) ont été exposés à des concentrations de clothianidine de 0,6 (témoin), 5 et 352 µg p.a./L (concentration mesurée moyenne initiale). Les réservoirs de mésocosme ont été recouverts d'une toile à ombrer afin d'exclure la colonisation par les insectes volants. On a utilisé l'eau de puits de la région agricole où l'étude avait lieu, ce qui explique la présence de clothianidine dans l'eau de contrôle. En raison de la perte importante de matériel d'essai (c'est-à-dire 55 à 78 % des valeurs mesurées initiales) au jour 21, l'ARLA a établi des concentrations MPT de 0,54, 2,8 et 139 µg p.a./L. La mortalité élevée des prédateurs invertébrés a été accompagnée d'une augmentation de la concentration de clothianidine, ce qui à son tour a augmenté la survie des proies de 32 % en moyenne à la concentration la plus élevée de clothianidine (d'après les données brutes). La clothianidine a réduit de façon significative l'abondance globale des prédateurs à la dose de traitement la plus élevée. Cependant, une CSEO définitive n'a pu être établie, car il n'y avait pas de différence entre les traitements à 0,54 et 2,8 µg p.a./L ni entre les traitements à 2,8 et 139 µg p.a./L. Bien que la clothianidine ait eu un effet significatif sur la mortalité des prédateurs à la dose d'essai maximale pour les punaises d'eau (*Belostoma flumineum)* et les écrevisses (*Orconectes propinquus*), la CSEO de 2,8 µg p.a./L MPT [5 µg p.a./L, concentration mesurée initiale], telle que présentée par l'auteur de l'étude, n'a pas été prise en compte quantitativement dans l'évaluation des risques. La conception de l'étude, avec des doses de traitement limitées, donne lieu à un écart important

entre la CSEO et la CMEO (c'est-à-dire un facteur d'environ 50), ce qui accroît l'incertitude quant à la valeur véritable de la CSEO. Toutefois, on a démontré que l'exposition à la clothianidine entraîne des changements trophiques du haut vers le bas dans les communautés d'invertébrés aquatiques dans un mésocosme en conditions semi-naturelles.

Dans la deuxième étude, Basley et Goulson 2018 (ARLA nº 2861918) ont examiné la capacité des invertébrés aquatiques à coloniser les habitats aquatiques à des concentrations de clothianidine ou de thiaméthoxame pertinentes sur le plan environnemental, dans des traitements extérieurs à petite échelle en microcosme. Les contenants de microcosme (14 L) ont été remplis de sol argileux n'ayant jamais reçu de néonicotinoïdes et de 10 L d'eau douce provenant du robinet, et ils ont été exposés à des concentrations nominales de 0 (témoin), 0,1, 1, 3, 7, 10 et 15 µg p.a./L de pesticide de qualité analytique. Des microcosmes ont été déposés à l'extérieur sans couvercle, afin d'en permettre la colonisation par les insectes volants, et ils ont été laissés *in situ* pendant 33 à 38 jours, à la fin d'août. Les populations d'invertébrés quantifiées comprenaient des ostracodes (provenant probablement du sol), des chironomidés et de diptères *Culicidae*.

On a constaté une relation significative dans l'abondance des invertébrés parmi les différentes concentrations d'exposition à la clothianidine, avec un constat général, soit aux concentrations élevées un nombre moindre de larves de chironomidés, de *Culex pupae* et d'ostracodes. Les ostracodes présentaient la tendance la plus forte pour ce qui est de la diminution de l'abondance avec la concentration. Cependant, la variabilité de l'abondance était très élevée, les pics de population se produisant à la deuxième dose de traitement la plus faible, et il a donc été difficile d'établir une véritable CSEO. Les larves de chironomidés étaient le seul taxon à présenter une réduction significative par rapport aux témoins, et cela se produisait aux deux concentrations de clothianidine les plus élevées. La CSEO déterminée pour cette espèce était de 7 µg p.a./L. Cependant, la variabilité de l'abondance chez les témoins était très élevée, et comme les concentrations de traitement n'ont pas été vérifiées par des méthodes analytiques et que les conditions d'essai n'ont pas fait l'objet d'une surveillance tout au long de l'étude, l'ARLA ne tiendra compte de ces résultats que d'un point de vue qualitatif. Les résultats concordent toutefois avec les études en laboratoire qui montrent que les chironomidés comptent parmi les invertébrés les plus sensibles à l'exposition à la clothianidine, avec des valeurs CE_{50}/CL_{50} aiguës allant de 1,85 à 29 µg p.a./L et des valeurs CE_{20} ou CSEO chronique allant de 0,02 à 0,89 µg p.a./L (tableau A.3-8).

4.3.2 Produits de transformation de la clothianidine

Le tableau A.3-7 présente une liste complète des produits de transformation de la clothianidine, y compris les codes d'identification communs et les noms chimiques, ainsi qu'un résumé de l'endroit où ils se forment. D'après les données disponibles sur la toxicité aiguë pour les cladocères (*Daphnia magna*) et les diptères (*Chironomus riparius*), les principaux produits de transformation de la clothianidine ne sont généralement pas aussi toxiques pour les invertébrés d'eau douce que le parent (tableau A.3-9). Pour *D. magna*, les produits de transformation TMG et MNG étaient pratiquement non toxiques (CE_{50} 48 h > 100 000 µg/L), tandis que le TZNG n'était pas toxique jusqu'à la concentration d'essai maximale (CE_{50} 48 h > 64 000 µg/L). Pour *C. riparius*, plusieurs produits de transformation (MAI, HMIO, CTCA, MG, NTG et TZFA)

n'étaient pas toxiques jusqu'à la concentration d'essai nominale maximale (CE_{50} 48 h > 10 000 µg/L). De même, la MU n'était pas toxique jusqu'à la concentration d'essai maximale (CL_{50} 48 h > 82 000 µg/L) et enfin le TZMU et le MNG étaient pratiquement non toxiques (CL_{50} 48 h > 101 000 µg/L). Seul le TZNG s'est révélé très toxique pour *C. riparius*, avec une CL_{50} 48 h de 386 µg/L.

La toxicité chronique du TMG, le seul produit de transformation majeur trouvé dans les systèmes aquatiques aérobies en laboratoire et principalement associé aux sédiments, a été évalué pour deux espèces de chironomidés. Dans une étude sur l'eau traitée, l'exposition chronique au TMG n'a pas eu d'effet négatif sur l'émergence de *C. riparius* à des concentrations atteignant 47 µg/L (CSEO 28 j, émergence = 47 µg/L, concentration d'essai maximale; tableau A.3-9). Dans une étude de 61 jours sur le cycle de vie avec des sédiments traités, la TMG a réduit de façon significative l'émergence de *C. dilutus* à la concentration de traitement la plus faible de 450 µg/kg sédiments (ou 31 µg/L dans l'eau interstitielle). Comme il n'a pas été possible d'établir une CSEO dans le cadre de cette étude, la CMEO a été prise en compte dans l'évaluation du risque d'exposition au TMG à partir des sédiments. D'après une comparaison avec la CMEO pour le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour la clothianidine dans l'eau interstitielle pour *C. riparius* (CMEO 10 j, poids sec = 3,4 µg p.a./L; ARLA n° 1636640, tableau A.3-8), la TMG ne semble pas être plus toxique pour les invertébrés benthiques que la clothianidine mère.

4.4 Risques pour les invertébrés aquatiques

Afin d'estimer le potentiel d'effets nocifs sur les espèces non ciblées, on intègre à l'évaluation des risques environnementaux les données d'exposition environnementale et les renseignements en matière d'écotoxicologie. Pour ce faire, on compare les concentrations d'exposition aux concentrations qui causent des effets nocifs. Les CEE sont les concentrations de pesticide dans divers milieux, comme les aliments, l'eau, le sol et l'air. Les CEE sont déterminées au moyen de modèles standards qui tiennent compte des doses d'application, des propriétés chimiques et des propriétés liées au devenir dans l'environnement, dont la dissipation du pesticide entre les applications. Les renseignements écotoxicologiques comprennent les données de toxicité aiguë et de toxicité chronique pour divers invertébrés aquatiques. On peut modifier les critères d'effet toxicologique utilisés lors de l'évaluation des risques pour tenir compte des différences possibles dans la sensibilité des espèces ainsi que des divers objectifs de protection (c'est-à-dire la protection à l'échelle de la communauté, de la population ou de l'individu).

En premier lieu, on effectue une évaluation préliminaire des risques afin de déterminer les pesticides ou les profils d'emploi particuliers qui ne présentent aucun risque pour les organismes non ciblés, ainsi que pour identifier les groupes d'organismes pour lesquels il pourrait y avoir des risques. L'évaluation préliminaire des risques fait appel à des méthodes simples, à des scénarios d'exposition prudents (par exemple, une application directe à la dose maximale cumulative) et à des critères d'effet toxicologique traduisant la plus grande sensibilité. On calcule le quotient de risque (QR) en divisant l'exposition estimée par une valeur toxicologique appropriée (QR = exposition/toxicité). On compare ensuite ce quotient de risque au niveau préoccupant (NP). Pour les invertébrés aquatiques, le NP établi par l'ARLA est égal à un QR = 1. Si le quotient de risque issu de l'évaluation préliminaire est inférieur au niveau préoccupant,

les risques sont alors jugés négligeables et aucune autre caractérisation des risques n'est nécessaire. S'il est égal ou supérieur au niveau préoccupant, on doit alors effectuer une évaluation plus approfondie des risques afin de mieux les caractériser. À cette étape, on prend en considération des scénarios d'exposition plus réalistes, comme la dérive de pulvérisation vers des habitats non ciblés, et on peut utiliser des critères d'effet toxicologique différents. L'évaluation approfondie peut comprendre une caractérisation plus poussée des risques à l'aide de modèles d'exposition, de données de surveillance, de résultats d'études sur le terrain ou en mésocosme, et de méthodes probabilistes d'évaluation des risques. L'évaluation des risques peut être approfondie jusqu'à ce que les risques soient suffisamment caractérisés ou qu'ils ne puissent plus être caractérisés davantage.

4.4.1 Critères d'effet de la clothianidine

Pour l'évaluation des risques, les critères d'effet toxicologique pour les espèces d'invertébrés aquatiques disponibles ont été utilisés comme données de substitution pour la gamme plus grande d'espèces qui peuvent être exposées à la suite d'un traitement avec la clothianidine. L'ARLA adopte une démarche par paliers pour déterminer la disponibilité des données. Lorsqu'on ne dispose pas de suffisamment de données et qu'une DSE ne peut être établie, le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité établi pour une espèce unique est utilisé. Lorsque suffisamment de données de laboratoire sont disponibles pour déterminer une DSE, la valeur CD_5 (c.-à-d. le 5^e centile de la DSE) est utilisée pour établir la concentration qui devrait assurer la protection de 95 % des espèces de la communauté. Lorsque des études extérieures au champ ou en conditions semi-naturelles réalisées dans des conditions d'exposition et environnementales pertinentes sont disponibles, les critères d'effet de ces études peuvent être utilisés de préférence, car ils permettent de représenter le mieux possible les effets au niveau de la communauté dans leur milieu naturel. Le tableau 1 présente les différents critères d'effet pour la clothianidine pris en compte dans la présente évaluation des risques.

Pour les invertébrés d'eau douce, le critère d'effet aigu traduisant la plus grande sensibilité était une CL_{50} subchronique de 7 jours pour l'amphipode *Hyalella azteca* (1,65 µg p.a./L). Aux fins d'évaluation des risques, les critères d'effet aigu pour une seule espèce sont divisés par un facteur de deux (2) afin de tenir compte des différences potentielles de sensibilité des espèces, et assurer la protection au niveau de la communauté ou de la population. Le critère d'effet chronique traduisant la plus grande sensibilité était une CE_{20} sur 40 jours basée sur l'émergence réduite de la larve du diptère *Chironomus dilutus* (0,020 µg p.a./L). L'ARLA est au courant d'une autre étude qui fait état d'une CE_{20} sur 28 jours de 0,34 µg p.a./L pour la même espèce (*C. dilutus*). Le mode d'action connu des néonicotinoïdes est tel que la clothianidine donne lieu à une sensibilité accrue lorsque l'exposition est prolongée en raison de la liaison cumulative aux récepteurs neuronaux qui ne se régénèrent pas (Sanchez-Bayo et coll. 2016; ARLA n^o 2723759). Sur la base de ces données, l'ARLA estime que la CE_{20} sur 40 jours est le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité.

Suffisamment de données de laboratoire sur la toxicité étaient disponibles pour les invertébrés d'eau douce afin de déterminer les valeurs CD_5 aiguë et chronique pour les critères d'effet CE_{50}/CL_{50} aigu ou la CSEO chronique ou les critères d'effet CE_{10}/CE_{20}. Dans le cas des études de toxicité aiguë présentant simultanément des valeurs CE_{50} et CL_{50}, on a constaté des

différences importantes entre les valeurs CE_{50} (immobilité) et CL_{50} (mortalité) (c.-à-d. les valeurs CE_{50} < les valeurs CL_{50}) pour plusieurs espèces (tableau A.3-8), un résultat qui est probablement dû au fait que la toxicité de la clothianidine varie dans le temps. Dans le cas des substances neurotoxiques, comme les néonicotinoïdes, la paralysie peut donner lieu à un comportement altéré et à une susceptibilité accrue à la suite de leur dérive dans les eaux courantes, ce qui peut ultérieurement affecter la survie dans l'environnement (Raby et coll. 2018). Dans les cas où une CE_{50} et une CL_{50} étaient présentées en même temps, le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité a été choisi pour la DSE. En tout, 37 critères d'effet aigu et 5 critères d'effet chronique étaient disponibles pour les espèces d'invertébrés d'eau douce. Les valeurs CD_5 chroniques et aiguës correspondantes (avec des intervalles de confiance de 90 %) étaient de 1,5 (0,38 – 4,4) µg p.a./L pour l'exposition aiguë et de 0,0015 ($5,1 \times 10^{-7}$ – 0,035) µg p.a./L pour l'exposition chronique. De plus amples détails concernant le calcul des valeurs CD_5 figurent à l'annexe IV.

Le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité au niveau de la communauté, selon une étude en mésocosme d'eau douce, était une CSEO sur 56 jours de 0,281 µg p.a./L, basée sur la réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons. Cette étude comportait des limites qui ont empêché d'utiliser ses résultats comme critère d'effet de niveau supérieur dans l'évaluation des risques. Cet aspect est traité à la section 4.5.

Dans le cas des invertébrés marins, le nombre d'espèces était insuffisant pour déterminer les valeurs CD_5 dans le cas des critères d'effet aigu ou chronique. Les risques sont évalués selon les critères d'effet pour les espèces individuelles les plus sensibles, comme le montre le tableau 1.

Tableau 1 Différents critères d'effet pris en compte dans l'évaluation des risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques

Critère d'effet	Valeur (µg p.a./L) avec intervalle de confiance, le cas échéant	Commentaires
Eau douce		
Espèce la plus sensible – toxicité aiguë	0,825	Valeur calculée de 1,65 µg p.a./L divisée par 2[1], d'après une CL_{50} subchronique sur 7 j avec *H. azteca*.
CD_5 aiguë	1,5 (0,38 – 4,4)	Valeur calculée par l'ARLA (n = 37).
Espèce la plus sensible – toxicité chronique	0,020	CE_{20} 40 j, *C. dilutus*.
CD_5 chronique	0,0015 ($5,1 \times 10^{-7}$ – 0,035)	Valeur calculée par l'ARLA (n = 5). Une incertitude a été relevée pour ce critère d'effet, en raison du nombre d'espèces disponibles.
Mésocosme	0,281	CSEO sur 56 j. Une incertitude a été relevée pour ce critère d'effet, en raison de la durée de l'exposition et des résultats non concluants concernant les taxons sensibles.
Milieu marin		
Espèce la plus sensible – toxicité aiguë	25,5	Valeur calculée de 51 µg p.a./L divisée par 2[1], d'après une CL_{50} sur 96 h, *M. bahia*.
Espèce la plus sensible –	5,1	CSEO sur 39 j, *M. bahia*.

Critère d'effet	Valeur (µg p.a./L) avec intervalle de confiance, le cas échéant	Commentaires
toxicité chronique		

1 Aux fins d'évaluation des risques, les critères d'effet aigu pour une seule espèce sont divisés par un facteur de deux (2), pour tenir compte des différences potentielles dans la sensibilité des espèces, et aussi pour assurer une protection au niveau de la communauté ou de la population.

Comparaison avec d'autres valeurs de référence

Les valeurs de référence de l'ARLA utilisées pour l'évaluation des risques sont comparées aux valeurs de référence disponibles dans la littérature publique et figurant dans le tableau 2. Dans son évaluation préliminaire des risques pour le milieu aquatique, l'EPA (2017) a déterminé le risque pour les invertébrés aquatiques en se basant sur les critères d'effet aigu et chronique acceptables pour les espèces d'invertébrés les plus sensibles. L'ARLA a examiné les mêmes espèces dans son évaluation des risques, mais dans le cas des invertébrés d'eau douce, elle a tenu compte de critères d'effet acceptables additionnels pour établir les DSE.

La CD_5 aiguë de 1,5 µg p.a./L, calculée par l'ARLA pour les effets combinés de l'immobilisation et de la mortalité (critères d'effet CE_{50}/CL_{50}), pour tous les taxons est similaire aux valeurs CD_5 aiguës récemment publiées par Raby et coll. (2018) (tableau 2). Raby et coll. (2018) ont publié des valeurs CD_5 aiguës de 0,14 µg p.a./L pour l'immobilisation et de 4,13 µg p.a./L pour la mortalité, basées sur les critères d'effet CE_{50} et CL_{50}, respectivement, en utilisant des données de toxicité pour les invertébrés, ainsi que pour les poissons, les plantes, les algues, ainsi que des espèces d'amphibiens. Hayasaka et coll. (2013) ont fait état d'une CD_5 de 0,34 µg p.a./L pour les invertébrés et les poissons, basée sur des critères d'effet CE_{50}/CL_{50} combinés. Les valeurs CD_5 aiguës pour la clothianidine dans le cas des crustacés seuls, d'après Whiteside et coll. (2008) et Hayasaka et coll. (2013), étaient de 1 à 3 ordres de grandeur plus élevées (sensibilité moindre) que la CD_5 aiguë de l'ARLA, soit 1,5 µg p.a./L, pour tous les invertébrés.

L'estimation de la CD_5 aiguë par l'ARLA, basée sur les effets sublétaux et létaux, est presque un ordre de grandeur plus élevée (sensibilité moindre) que la limite de confiance plus faible de la CD_5 basée sur la létalité des néonicotinoïdes (0,2 µg/L), valeur recommandée par Morrissey et coll. (2015) pour assurer la protection des invertébrés aquatiques. Cette valeur a été calculée à l'aide des valeurs CL_{50} sur 24 à 96 h disponibles pour six principes actifs de la famille des néonicotinoïdes, résultats qui ont été normalisés et pondérés par masse moléculaire par rapport à l'imidaclopride. Toutefois, l'estimation de la CD_5 par Morrissey et coll. (2015) est grandement tributaire de l'imidaclopride, qui représentait jusqu'à 66 % des 178 critères d'effet aigu étudiés.

La valeur de référence chronique établie par l'ARLA pour la clothianidine, soit 0,0015 µg p.a./L basée sur la CD_5, est plus d'un ordre de grandeur plus faible (sensibilité plus grande) que la valeur de référence non bornée de l'EPA de < 0,05 µg p.a./L, laquelle est basée sur des effets significatifs s'étant produits à la plus faible concentration d'essai pour le critère d'effet chez l'espèce la plus sensible (*Chironomus dilutus*, CSEO à l'émergence < 0,05 µg p.a./L; Cavallaro et coll. 2017, ARLA nº 2712687). La DSE établie par l'ARLA tient compte de la CE_{20} sur 40 j de 0,020 µg p.a./L provenant de cette même étude. Il n'y a pas de valeur de référence pour les DSE avec exposition chronique pour la clothianidine seule permettant d'établir des

comparaisons, mais la CD_5 de l'ARLA est d'un ordre de grandeur plus faible que la limite de confiance moindre de la CD_5 pour les néonicotinoïdes (0,035 µg p.a./L) recommandée pour assurer la protection des invertébrés aquatiques, valeur établie à partir des critères d'effet CE_{50}/CL_{50} chronique pour la clothianidine, l'imidaclopride et le thiaclopride (Morrissey et coll. 2015).

Tableau 2 Comparaison des valeurs de référence établies par l'ARLA pour la clothianidine aux valeurs publiées dans la littérature ouverte

Source (ARLA n°)	Valeur de référence (µg p.a./L)	Commentaires
Clothianidine		
ARLA	Eau douce : 1,5 (CD_5 aiguë) 0,0015 (CD_5 chronique) 1,65 (espèces individuelles, exposition aiguë) 0,020 (espèces individuelles, exposition chronique) Milieu marin : 51 (exposition aiguë) 5,1 (exposition chronique)	Valeurs CD_5 en eau douce basées sur les valeurs CE_{50}/CL_{50} pour 37 espèces (exposition aiguë) et sur la CSEO, valeurs CE_{10}/CE_{20} pour 5 espèces (exposition chronique). Valeurs pour des espèces individuelles en eau douce : CL_{50} subchronique aiguë, 7 j (*H. azteca*); CE_{20} chronique 40 j, émergence (*C. dilutus*). Les critères d'effet sont basés sur les valeurs les plus faibles pour des espèces individuelles. Exposition aiguë : CC_{50} 96 h (*A. bahia*); exposition chronique : CSEO 39 j (*A. bahia*).
EPA (2017) (ARLA n° 2862808)	Eau douce : 22 (exposition aiguë) < 0,05 (exposition chronique) Milieu marin : 53 (exposition aiguë) 5,1 (exposition chronique)	Les valeurs de référence pour l'évaluation des risques sont basées sur les critères d'effet acceptables les plus faibles chez les espèces individuelles, pour chacune d'entre elles. Exposition aiguë : CE_{50}/CL_{50} 48 – 96 h; exposition chronique : CSEO.
Raby et coll. (2018) (ARLA n° 2842540)	0,14 (exposition aiguë, immobilisation) 4,1 (mortalité)	Valeurs CD_5 combinées pour l'eau douce et le milieu marin. Les données comprennent les valeurs CE_{50} ou CL_{50} aiguës 48 – 96 h pour les invertébrés, d'après l'étude des auteurs, ainsi que pour des taxons additionnels d'après la littérature, y compris le poisson (valeurs CL_{50}) et les plantes/algues (valeurs CE/CI_{50}).
Hayasaka et coll. (2013) (ARLA n° 2712667)	1 929,7 (exposition aiguë; 5 cladocères seulement) 0,34 (exposition aiguë; tous les invertébrés sauf les cladocères + les	Valeurs CD_5 en eau douce. Valeurs CE_{50} ou CL_{50} aiguës. Valeurs CD_5 avec 5 espèces de cladocères pour cette étude seulement. Valeurs CD_5 combinées basées sur un examen de la littérature.

Source (ARLA n°)	Valeur de référence (µg p.a./L)	Commentaires
Clothianidine		
	poissons)	
Whiteside et coll. (2008) (ARLA n° 2862805)	38,9 (exposition aiguë)	Valeurs CD_5 en eau douce pour les crustacés seulement (valeurs CE/CL_{50} 24 – 96 h).
Néonicotinoïdes combinés		
Morrissey et coll. 2015 (ARLA n° 2538669)	0,2 (exposition aiguë) 0,035 (exposition chronique)	Intervalles de confiance moindres pour les valeurs CD_5 provenant des DSE établies à partir de 42 espèces (valeurs CL_{50} aiguës 24 – 96 h) et 18 espèces (valeurs CE_{50}/CL_{50} chroniques 7 – 39 j). Les résultats pour les DSE portent sur six composés néonicotinoïdes (exposition aiguë), ou sur la clothianidine, l'imidaclopride et la thiaclopride (exposition chronique), et ils sont normalisés et pondérés par masse moléculaire par rapport à l'imidaclopride.

4.4.2 Évaluation préliminaire

Concentrations estimées dans l'environnement

Les CEE obtenues lors de l'évaluation préliminaire pour la clothianidine et ses produits de transformation dans l'eau ont été calculées sur la base d'un scénario prudent et raisonnable, à savoir l'application directe dans des plans d'eau d'une profondeur de 80 cm. Dans ce scénario, on présume que le pesticide est instantanément et complètement mélangé dans l'eau. Pour les produits de transformation, le calcul des CEE s'appuie sur l'hypothèse que le produit parent est transformé à 100 %. Le plan d'eau d'une profondeur de 80 cm a été choisi pour représenter un plan d'eau permanent et évaluer le risque pour les invertébrés aquatiques qui dépendent d'un plan d'eau permanent. Les calculs lors de l'évaluation préliminaire visent à présenter une estimation simple et prudente des concentrations de clothianidine et de ses produits de transformation dans un plan d'eau en surface.

Pour procéder à une évaluation prudente initiale préliminaire, les CEE ont été calculées d'après les doses d'application annuelles maximales parmi tous les types d'utilisations et de cultures. Le tableau A.5-1 de l'annexe V présente des renseignements détaillés sur le calcul des doses d'application annuelles cumulatives pour déterminer les CEE. Pour l'évaluation préliminaire, on a pris en compte la dose d'application foliaire maximale de 350 g p.a./ha sur le gazon, appliquée à l'aide de pulvérisateur au sol, et la dose d'application maximale pour le traitement des semences de 420 g p.a./ha pour une variété de légumes. En outre, on a tenu compte dans l'évaluation préliminaire d'une dose faible représentative pour toutes les cultures de 17,5 g p.a./ha pour le traitement des semences de blé (tableau A.5-1). Pour calculer les CEE préliminaires pour les produits de transformation de la clothianidine, on a fait l'hypothèse que la CEE de clothianidine dans 80 cm d'eau est convertie à 100 % à partir du produit de transformation en question, avec ajustement pour tenir compte des ratios des masses moléculaires des deux molécules. Les CEE préliminaires pour la clothianidine et ses principaux

produits de transformation dans des eaux de surface d'une profondeur de 80 cm sont présentées dans le tableau A.5-2.

Évaluation des risques

Clothianidine
Les résultats de l'évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés aquatiques sont présentés dans le tableau A.3-10. Les invertébrés d'eau douce sont hautement sensibles à l'exposition à la clothianidine, d'après les valeurs CD_5 obtenues dans des études de toxicité en laboratoire, en particulier à l'exposition chronique. L'étude des risques préliminaires a été approfondie à l'aide des critères d'effet chronique et aigu pour les espèces d'eau douce les plus sensibles. Dans le cas des invertébrés marins, il n'y avait pas suffisamment d'espèces pour déterminer des valeurs CD_5 pour les critères d'effet aigu ou chronique. Les risques établis lors de l'évaluation préliminaire ont donc été évalués pour les critères d'effet pour les espèces individuelles les plus sensibles.

Dans le cas des invertébrés d'eau douce, les QR préliminaires basés sur les valeurs CD_5 ou sur les critères d'effet pour les espèces individuelles les plus sensibles dépassaient le NP de l'ARLA, qui a une valeur 1 ($QR \geq 1$) pour toute la plage des CEE dans le cas des expositions aiguës et chroniques. Pour ce qui est des invertébrés estuariens et marins, les quotients de risque dépassaient le NP pour les doses maximales d'application foliaire et de traitement des semences seulement (valeurs $QR \leq 2,1$ pour l'exposition aiguë et ≤ 10 pour l'exposition chronique). Cependant, l'application de la clothianidine à une dose faible et représentative de 17,5 g p.a./ha pour le traitement des semences ne devrait pas présenter un risque pour les invertébrés marins.

Produits de transformation
Une évaluation préliminaire des risques a été réalisée pour l'exposition, dans l'eau, aux principaux produits de transformation identifiés dans les études en laboratoire portant sur la transformation de la clothianidine (tableau A.3-11). D'après les études de toxicité aiguë réalisées avec *Daphnia magna* et *Chironomus riparius* et les estimations prudentes des CEE, l'exposition aux divers produits de transformation (TMG, MNG, TZNG, TZMU, MU, MAI, HMIO, CTCA, MG, NTG et TZFA) ne devrait pas présenter un risque pour les invertébrés aquatiques (valeurs $QR < 1$). L'exposition chronique au principal produit de transformation TMG dans les sédiments, depuis les eaux surjacentes, ne devrait pas être préoccupante pour les invertébrés qui logent dans les sédiments ($QR < 1$).

4.4.3 Évaluation approfondie des risques

Les organismes aquatiques peuvent être exposés à la clothianidine en raison de la dérive de pulvérisation en milieu aquatique, pendant l'application, et par les eaux de ruissellement en provenance du site d'application. Afin de mieux caractériser les risques potentiels pour le milieu aquatique, les données pour la dérive de pulvérisation et le ruissellement ont été évaluées séparément.

Évaluation des risques dus à la dérive de pulvérisation

Le risque pour les invertébrés aquatiques a été approfondi en tenant compte des concentrations de clothianidine qui pourraient être déposées par dérive de pulvérisation dans des habitats aquatiques situés à 1 m sous le vent de la zone de traitement. Les préparations commerciales contenant de la clothianidine sont appliquées selon diverses méthodes de pulvérisation foliaire pouvant occasionner une dérive de pulvérisation, y compris l'application par pulvérisateur agricole, par pulvérisateur agricole pneumatique et la pulvérisation aérienne. La quantité totale de substance pulvérisée qui pourrait se déposer à 1 m sous le vent du site d'application au moyen d'un pulvérisateur agricole ou par pulvérisation aérienne avec des gouttelettes fines S572.1 de l'ASAE (American Society of Agricultural and Biological Engineers) est de 11 % et 26 %, respectivement. Dans le cas des applications précoces et tardives par pulvérisateur pneumatique, on s'attend à ce que 74 % et 59 % de la pulvérisation se dépose à 1 m sous le vent du site d'application, respectivement. Compte tenu de la variation de la dérive, en pourcentage, pour chacune des méthodes d'application, l'évaluation du risque potentiel lié à la dérive a été faite pour la dose d'application cumulative maximale pour chaque méthode : pour les pulvérisateurs agricoles, une dose d'application unique de 350 g p.a./ha pour le gazon; pour les pulvérisateurs pneumatiques, une dose d'application unique de 210 g p.a./ha pour les fruits à noyau, et pour la pulvérisation aérienne, une dose d'application cumulative de 152,2 g p.a./ha (3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 7 jours) pour les pommes de terre. Des données détaillées sur le calcul des doses cumulatives maximales sont présentées dans le tableau A.5-1. Les concentrations estimées dans l'environnement dues à la dérive de pulvérisation sont présentées dans le tableau A.3-12.

Dans le cas des milieux marins, l'exposition à des applications cumulatives ne devrait pas se produire en raison du taux élevé de renouvellement de l'eau dû aux marées quotidiennes. Les risques liés à l'exposition par dérive de pulvérisation, à la suite d'application aérienne sur les pommes de terre dans des milieux marins, sont donc basés sur une application unique seulement.

Les risques pour les invertébrés aquatiques liés à la dérive de pulvérisation sont résumés dans le tableau A.3-12. Les quotients de risque indiquent que le NP est dépassé pour les invertébrés d'eau douce exposés à la dérive aux doses d'application maximales, pour toutes les méthodes d'application, sur une base aiguë et chronique, peu importe la valeur de la CD_5 ou du critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité obtenu en laboratoire. Les invertébrés estuariens et marins peuvent être à risque en raison d'une exposition chronique à la dérive de pulvérisation à la suite d'applications par pulvérisateur pneumatique, car le NP est dépassé pour *M. bahia* (QR = 3,8). Il convient de noter que le renouvellement semi-diurne des eaux dans les milieux estuariens et marins sujets aux marées peut réduire le risque d'exposition chronique. Cependant, en raison de la persistance de la clothianidine dans le milieu aquatique (80e centile des demi-vies en laboratoire = 141 jours), le risque d'exposition chronique dans les milieux marins ne peut être exclu.

Il peut être nécessaire d'instaurer des mesures d'atténuation sous forme de zones tampons pour la pulvérisation dans les milieux d'eau douce pendant la période d'élimination progressive. Ces mesures sont décrites à l'annexe VIII.

Évaluation du ruissellement

Les organismes aquatiques peuvent être également exposés à la clothianidine en raison de son ruissellement dans un plan d'eau. Le modèle *Pesticide in Water Calculator* (PWC) a été utilisé pour prévoir les CEE dues au ruissellement de la clothianidine à la suite de son application. Les intrants utilisés pour cette modélisation et les hypothèses connexes sont décrits en détail à l'annexe VI. Les modèles ont été utilisés pour divers scénarios, afin de caractériser le potentiel de ruissellement pour : a) des doses d'application représentatives pour chacune des méthodes d'application principales, et b) les principales utilisations agricoles partout au pays (tableau 3).

Tableau 3 Scénarios d'utilisation de la clothianidine pour la modélisation des eaux de surface

Méthode d'application	Cultures sélectionnées
Traitement des semences	• canola (32,5 g p.a./ha) • pomme de terre (381 g p.a./ha) • légumes (culture représentative : laitue, à une dose élevée de 420 g p.a./ha et à une dose faible de 4,7 g p.a./ha)[1] • maïs (118 g p.a./ha)
En sillons	• pomme de terre (224 g p.a./ha)
Pulvérisation foliaire[2]	• pomme de terre (3 × 52.5 g p.a./ha) • courge/citrouille (2 × 105 g p.a./ha) • fraise (1 × 224 g p.a./ha)

1 Il y avait une variété de doses pour le traitement des semences de légumes, de sorte que les doses maximale et minimale ont été modélisées d'après un scénario pour la laitue.

2 La dose maximale pour l'application foliaire est pour le gazon (1 × 350 g p.a./ha). Cependant, cette dose n'a pas été modélisée, car le ruissellement provenant du gazon n'est pas aussi important que pour les cultures feuillées au champ et ne représente pas le scénario le plus prudent.

Les CEE de niveau 1 pour la clothianidine dans un plan d'eau récepteur de 1 ha (profondeur de 80 cm), prévues à l'aide du modèle PWC pour ces cultures, sont présentées à l'annexe VI. Les CEE pour l'eau interstitielle dans une zone humide d'une profondeur de 80 cm ont également été générées. Le tableau A.6-3 présente les CEE pour toutes les cultures sélectionnées, et elles sont basées sur les paramètres d'extraction du ruissellement recommandés dans Young et Fry (2017), et sur un scénario de modélisation pour le traitement des semences qui fait l'hypothèse qu'au moment de l'application, le pesticide est présent dans le sol seulement à la profondeur à laquelle les semences sont plantées. Le tableau A.6-3 présente également d'autres valeurs CEE pour le traitement des semences de maïs, valeurs qui ont été obtenues selon un scénario de modélisation qui fait l'hypothèse que la concentration de pesticide dans le sol au moment de l'application augmente linéairement avec la profondeur entre la surface du sol et les semences enfouies dans le sol. Cette dernière démarche tient compte de l'impact potentiel, sur les CEE pour les milieux aquatiques, de la poussière produite lors de la plantation à l'aide d'un équipement d'ensemencement pneumatique. Les valeurs obtenues par le modèle PWC sont des concentrations au 90^{e} centile, établies à différents moments, y compris la moyenne à la concentration maximale (maximum quotidien), et les moyennes à 96 h, 21 j, 60 j et 90 j.

Les valeurs QR aiguës et chroniques ont été calculées à l'aide des CEE pour les périodes de temps appropriées qui ressemblaient le plus aux durées d'exposition utilisées pour générer les critères d'effet. Aux fins de comparaison avec les critères d'effet aigu pour les invertébrés, basés sur les données obtenues par des études d'exposition subchronique de 48 – 96 h et 7 j, les CEE maximales ont été utilisées pour estimer les QR. Les CEE maximales ont été choisies au lieu des CEE sur 96 h, car la durée de bon nombre des études de toxicité aiguë examinées était < 96 h. Il existe des différences minimes entre les CEE maximales et les CEE sur 96 h, en raison de la persistance de la clothianidine dans l'environnement (tableau A.6-3), et par conséquent ce choix n'influe pas sur les conclusions concernant les risques. Aux fins de comparaison par rapport aux critères d'effet chronique pour les invertébrés, qui sont basés sur des données obtenues avec des CSEO sur 21 – 40 j ou des critères d'effet CE_{10}/CE_{20}, les CEE sur 21 jours ont été utilisées pour calculer les valeurs QR. Aux fins de comparaison avec les critères d'effet chronique pour les invertébrés, établis d'après l'exposition dans l'eau interstitielle, les CEE pour l'eau interstitielle sur 21 j ont été utilisées pour calculer les QR. Les valeurs QR aiguës et chroniques pour tous les scénarios de ruissellement sont présentées dans le tableau A.3-13 (annexe III). Pour les cas où les CEE ont été modélisées pour différentes régions géographiques, les quotients de risque ont été calculés pour chaque région.

Risques aigus

Les quotients de risque pour les invertébrés d'eau douce, basés sur les CEE établies pour l'exposition aiguë à la clothianidine dans les eaux de ruissellement et sur la CD_5 aiguë de 1,5 µg p.a./L, dépassaient le NP pour au moins une des régions modélisées, pour toutes les utilisations foliaires (QR jusqu'à 7,3). Parmi les utilisations modélisées pour le traitement des semences, le NP a été dépassé pour les légumes à la dose d'application la plus élevée (QR jusqu'à 14) et pour le canola dans l'est du Canada (QR jusqu'à 2,2). Le ruissellement provenant du traitement des semences ou d'application en sillons pour les pommes de terre n'a pas dépassé le NP ($QR \leq 0,1$), et il en était de même pour le ruissellement provenant du traitement des semences de maïs ($QR \leq 0,5$) (tableau A.3-13). La comparaison de l'exposition aiguë avec le critère d'effet aigu pour l'invertébré d'eau douce le plus sensible, soit une CL_{50} subchronique sur 7 j de 1,65 pour l'amphipode *Hyalella azteca*, multiplié par un facteur de sécurité de 0,5, a également entraîné le dépassement du NP pour toutes les utilisations foliaires (QR jusqu'à 13) et pour le traitement des semences de légumes à la dose d'application la plus élevée (QR jusqu'à 26) et le canola (QR jusqu'à 4,1), mais non pour le traitement des semences ou l'application en sillons pour les pommes de terre ($QR \leq 0,1$), ou pour le traitement des semences de maïs ($QR \leq 0,9$).

Le ruissellement de la clothianidine provenant des champs agricoles traités peut donc présenter un risque aigu pour les invertébrés d'eau douce pour toutes les utilisations modélisées pour les applications foliaires et pour le traitement des semences de canola et des légumes à la dose d'application maximale indiquée sur l'étiquette. On ne s'attend pas à ce que les eaux de ruissellement de la clothianidine présentent un risque aigu pour le traitement des semences ou l'application en sillons sur les pommes de terre ou pour le traitement des semences de maïs.

Le ruissellement de la clothianidine provenant des champs agricoles traités ne devrait pas poser de risque aigu pour les invertébrés estuariens et marins ($QR \leq 0,8$).

Risques chroniques

Les invertébrés aquatiques d'eau douce sont très sensibles à l'exposition chronique à la clothianidine. Les quotients de risque dépassent largement le NP selon les CEE moyennes chroniques sur 21 j et la CD_5 chronique de 0,0015 µg p.a./L pour tous les profils d'emploi modélisés dans toutes les régions (QR = 1,3 – 11 200) (tableau A.3-13). Les risques chroniques ont également été évalués à l'aide du critère d'effet qui était disponible pour une seule espèce la plus sensible (CE_{20} 40 j (émergence) de 0,020 µg p.a./L pour *C. dilutus*). À l'aide de ce critère d'effet pour une seule espèce, les quotients de risque dépassent le NP pour tous les profils d'emploi et toutes les régions (QR = 1,2 – 840), à l'exception des utilisations pour le traitement de la pomme de terre en sillons et des plantons dans les Prairies (QR = 0,1 – 0.2) (tableau A.3-13).

Les risques chroniques liés à l'exposition à l'eau interstitielle ont également été évalués pour la clothianidine et le produit de transformation TMG dans les sédiments, d'après des CSEO obtenues pour l'eau interstitielle dans des études sur les sédiments traités utilisant *C. riparius* et *C. dilutus*, respectivement.

Le risque d'exposition chronique à la clothianidine par l'eau interstitielle des sédiments devrait être minime, d'après une CSEO sur 10 j, poids sec, de 1,1 µg p.a./L d'eau interstitielle pour *C. riparius* (tableau A.3-13). Les applications foliaires de la clothianidine dépassent légèrement le NP pour les cultures de fraises (QR jusqu'à 2,1) et de courges et de citrouilles (QR jusqu'à 1,4). Le traitement des semences de canola présente un risque minimal (QR jusqu'à 1,0), tandis que les risques sont légèrement plus élevés pour les cultures légumières (QR jusqu'à 4,3).

Afin de déterminer les risques pour les invertébrés benthiques découlant de l'exposition chronique au TMG dans l'eau interstitielle, on a comparé la CEE modélisée la plus élevée pour la clothianidine dans l'eau interstitielle pour les cultures légumières au Canada atlantique (4,72 µg p.a./L), valeurs ajustées pour tenir compte du rapport de poids moléculaire du TMG sur la clothianidine (204,68 g/mol TMG/ 249,68 g/mol clothianidine), par rapport à la CMEO sur 20 j de 31 µg/L TMG (émergence) pour *C. dilutus*. Il n'a pas été possible d'établir une CSEO définitive dans l'étude (ARLA nº 2615169), car une réduction statistiquement significative du taux d'émergence a été observée au niveau de traitement le plus bas par rapport aux témoins. D'après la CMEO, le QR résultant est de 0,12. Dans cette étude, l'effet du TMG sur le taux d'émergence était faible et ne suivait pas une relation dose-réponse; les réductions par rapport aux témoins variaient de 4 % à 17 % pour les mâles et de 11 % à 24 % pour les femelles, pour des concentrations de 31 à 340 µg/L de TMG. En comparaison, l'exposition à la clothianidine mère dans l'eau interstitielle à une concentration moindre de 3,4 µg p.a./L a entraîné une réduction significative du poids sec de *C. riparius* (CMEO, ARLA nº 1636640). Étant donné que l'ampleur des effets du produit de transformation TMG sur le taux d'émergence de *C. dilutus* était faible, que le QR calculé à l'aide de la CMEO était bien inférieur au niveau préoccupant et que la clothianidine mère est plus toxique que le TMG, ce produit de transformation ne devrait pas avoir d'incidence sur l'évaluation des risques. On s'attend à ce que la clothianidine représente un risque plus grand pour les invertébrés benthiques que le produit de transformation TMG.

En milieu marin, l'exposition chronique à la clothianidine provenant du ruissellement peut présenter un risque dans l'eau sous-jacente pour les applications foliaires sur les fraises dans la région de l'Atlantique (QR = 1,6) et pour le traitement des semences de légumes à la dose d'application maximale de 420 g p.a./ha dans les régions du Québec et de l'Atlantique (QR 1,7 – 3,3; tableau A.3-13). Les risques chroniques liés l'exposition des invertébrés marins à la clothianidine dans l'eau interstitielle ont été déterminés à partir d'une étude sur les sédiments traités contenant l'amphipode marin *Leptocheirus plumulosus*. D'après une CSEO (mortalité) sur 10 jours de 11,6 µg p.a./L eau interstitielle, on ne prévoit pas de risques pour les invertébrés aquatiques dus à l'exposition chronique à la clothianidine dans les sédiments marins pour toutes les utilisations modélisées (QR ≤ 0,4; tableau A.3-13).

Caractérisation approfondie des risques : Études en mésocosme

Deux études acceptables en mésocosme à l'extérieur ont été prises en compte afin de caractériser davantage le niveau de risque prévu attribuable aux apports de clothianidine dans les systèmes d'eau douce, par dérive de pulvérisation et par ruissellement de surface. Les deux études fournies par les titulaires représentent des effets potentiels au niveau de la communauté, suivis d'une seule exposition à la clothianidine dans des étangs artificiels extérieurs. La CSEO la plus faible disponible, soit 0,281 µg p.a./L pour les deux études, a été utilisée pour déterminer le risque potentiel (tableau A. 3-8). À ce niveau d'effet, on a constaté la récupération des populations d'insectes émergents dans les mésocosmes à la fin de l'étude de 56 jours, probablement en raison du recrutement de nouveaux individus dans l'environnement. Toutefois, il est à noter que la comparaison des effets potentiels de l'exposition à la clothianidine dans ces études à l'exposition dans le monde réel était limitée pour les raisons suivantes : a) les études étaient basées sur un seul événement d'exposition, alors que jusqu'à trois applications sont permises pour l'utilisation foliaire, et que les données de surveillance montrent une présence constante du produit dans les eaux de surface au Canada, ce qui pourrait limiter le potentiel de récupération à plus long terme dans l'environnement, et b) les effets sur les éphéméroptères, un ordre d'insectes connus pour être sensibles aux néonicotinoïdes, y compris la clothianidine, n'ont pu être déterminés.

D'après la CSEO obtenue en mésocosme de 0,281 µg p.a./L, pour le risque dû à la clothianidine, la dérive de pulvérisation vers les habitats aquatiques dépasse à elle seule le NP, les QR pour les doses d'application les plus élevées figurant sur l'étiquette variaient de 17 à 69 (tableau A.3-12). Les risques attribuables aux sources de ruissellement vers les habitats aquatiques dépassent le NP pour toutes les applications foliaires modélisées (QR = 2,0 – 29), mais non pour les utilisations modélisées en sillons sur les pommes de terre (QR ≤ 0,2; tableau A.3-13). Les utilisations en traitement des semences peuvent présenter un risque pour les communautés d'invertébrés aquatiques dû au ruissellement de la clothianidine provenant des légumes à la dose élevée de 420 g p.a./ha dans toutes les régions du Canada (QR jusqu'à 60), mais non à la dose faible de 4,7 g p.a./ha (QR ≤ 0,7). On constate également un risque pour les communautés d'invertébrés aquatiques pour la plupart des régions de culture du canola qui ont été modélisées (QR = 0,8 – 10) et pour le maïs, pour lequel la clothianidine a été modélisée selon le scénario « augmentation avec la profondeur » (QR = 1,9 – 2,2). Un risque associé au ruissellement n'a pas été constaté pour le traitement des semences de maïs lorsque la clothianidine était modélisée selon le scénario « à la profondeur d'ensemencement » ou pour les plantons de pomme de terre (QR ≤ 0,2; tableau A.3-13).

Caractérisation approfondie des risques : Exposition chronique

Les CEE chroniques pour les eaux de ruissellement utilisées dans l'évaluation approfondie des risques ci-dessus représentent le 90^{e} centile des valeurs CEE moyennes maximales sur 21 jours, pendant une période de 50 ans (voir l'annexe VI pour une description complète du calcul des CEE). La distribution des CEE moyennes maximales annuelles sur 21 jours pour les 50 années de modélisation a été caractérisée davantage afin d'examiner la proportion des années pour lesquelles les CEE moyennes maximales sur 21 jours dépassaient le NP. La distribution des 50 moyennes maximales annuelles sur 21 jours pour chacune des cultures et des régions modélisées est présentée dans les « diagrammes en violon » présentés dans les figures 1 et 2. Les concentrations moyennes maximales annuelles sur 21 jours sont tracées le long de l'axe vertical sur une échelle logarithmique, et la largeur du diagramme est proportionnelle au nombre d'années pour lesquelles les concentrations moyennes maximales annuelles sur 21 jours sont similaires. Trois critères d'effet différents sont présentés sur les diagrammes : la CD_5 chronique, le critère d'effet le plus faible pour une seule espèce et la CSEO obtenue en mésocosme.

Pour les applications foliaires, toutes les CEE maximales annuelles sur 21 j pendant 50 ans ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg p.a./L d'un facteur allant d'environ 10 à plus de 10 000 (figure 1). La CE_{20} chronique traduisant la plus grande sensibilité de 0,020 µg p.a./L a été dépassée pour toutes les années, sauf quelques-unes, pour l'utilisation foliaire sur la courge et la fraise en Colombie-Britannique. On s'attend à ce que l'utilisation foliaire sur la pomme de terre, la courge et la fraise donne des CEE maximales annuelles sur 21 j qui dépassent le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité obtenu en mésocosme, soit 0,281 µg p.a./L, pour la majeure partie de la période de 50 ans, à l'exception de la courge et de la fraise en Colombie-Britannique. Dans ces deux cas, les CEE chroniques peuvent dépasser le NP obtenu en mésocosme dans environ 20 % des cas.

Les applications en sillons sur la pomme de terre donnent des CEE maximales annuelles sur 21 j plus faibles que pour l'utilisation foliaire (figure 1). Au Manitoba, la CD_5 a été dépassée environ 30 % du temps, mais presque toujours dans les autres régions du Canada. L'utilisation en sillons sur la pomme de terre n'a pas dépassé la CSEO obtenue en mésocosme dans aucune région, mais a dépassé la CE_{20} traduisant la plus grande sensibilité environ 10 à 40 % du temps. Les CEE maximales annuelles sur 21 j dépassaient les CD_5 chroniques pour la majorité des utilisations modélisées pour le traitement des semences, d'un facteur allant d'environ 10 à plus de 10 000. Les distributions sur 50 ans des CEE moyennes maximales annuelles sur 21 jours sont présentées à la figure 2. Seuls les traitements de la pomme de terre et des semences de légumes à la dose faible dans certaines régions n'ont pas dépassé la CD_5 pendant une partie importante de l'année. Les CEE moyennes annuelles sur 21 jours dépassaient la CE_{20} pour l'espèce la plus sensible pour toutes ou la majorité des années pour le canola, les légumes à la dose maximale, et pour le maïs en supposant que la concentration de clothianidine augmente avec la profondeur. Dans le cas du maïs modélisé selon le scénario « à la profondeur de plantation », et pour la pomme de terre et les légumes à la dose la plus faible (dans trois des quatre régions), les CEE maximales annuelles sur 21 jours dues au ruissellement de la clothianidine dépassaient la CE_{20} dans environ 20 à 60 % des années. La CSEO traduisant la plus grande sensibilité établie dans une étude en mésocosme a été dépassée pendant une partie importante de la période de 50 ans pour le canola, le traitement des semences de légumes à la dose maximale et pour le scénario le plus prudent pour le maïs (scénario de modélisation « augmentation de la concentration avec la

profondeur »). Les utilisations qui n'ont pas dépassé la CSEO obtenue en mésocosme comprenaient la pomme de terre, les légumes à la dose la plus faible et le scénario de traitement le moins prudent pour les semences de maïs (répartition du pesticide jusqu'à la profondeur de plantation). Il convient toutefois de noter que les CEE les plus élevées de ces distributions se situent à l'intérieur d'un facteur de 10 de la CSEO obtenue en mésocosme.

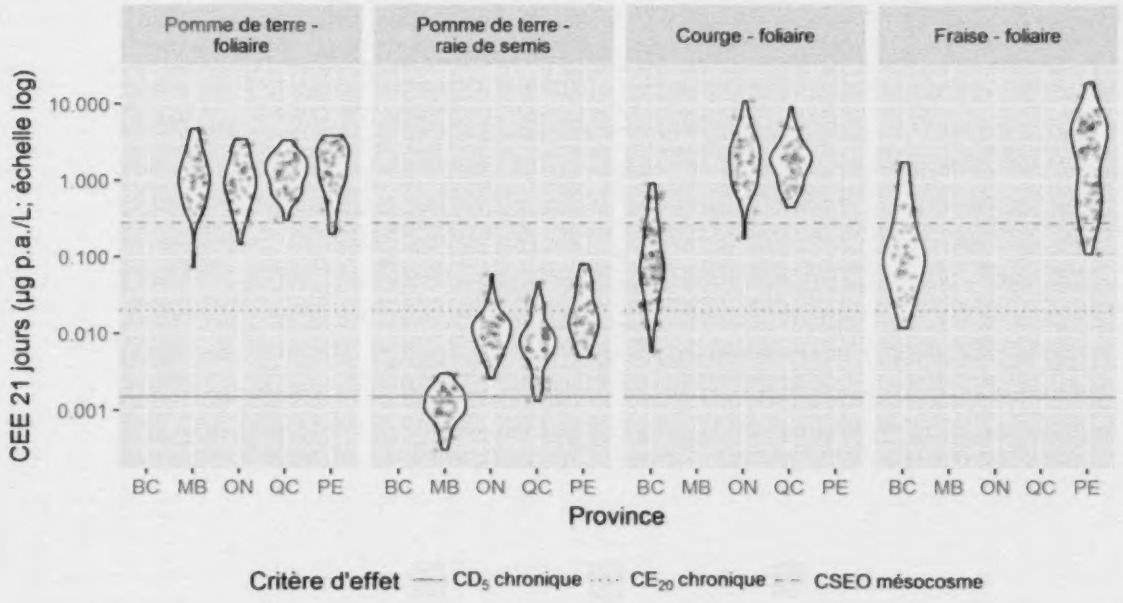


Figure 1 **Moyenne annuelle des CEE sur 21 jours de la clothianidine dans les eaux de surface, pour les utilisations foliaires et en sillons modélisées pendant une période de 50 ans, par rapport aux critères d'effet chronique**

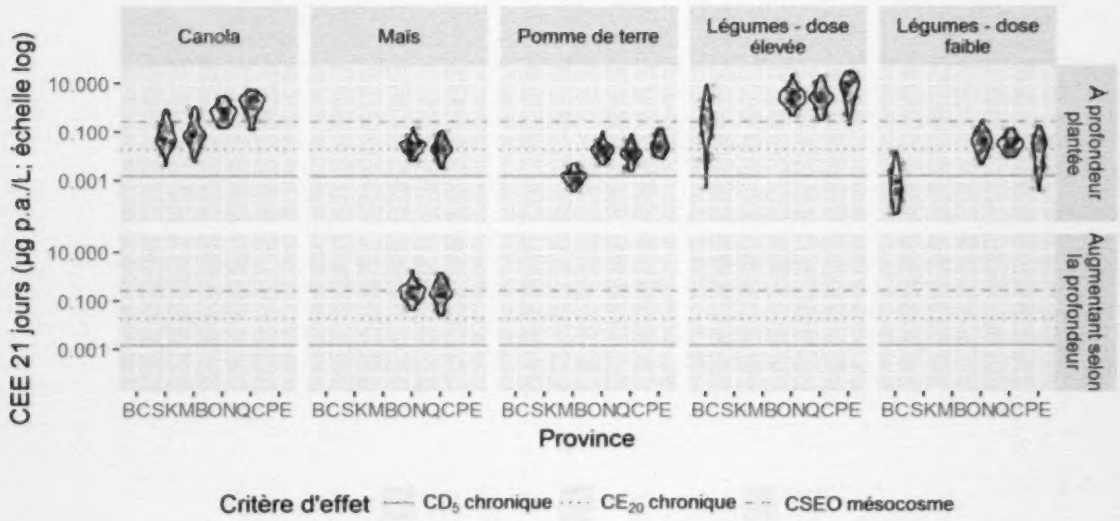


Figure 2 **Moyenne annuelle des CEE sur 21 jours de la clothianidine dans les eaux de surface, pour les utilisations en traitement des semences modélisées pendant une période de 50 ans, par rapport aux critères d'effet chronique**

Évaluation des risques d'après les données sur la surveillance de l'eau

On disposait de suffisamment de données sur la surveillance de la clothianidine dans les eaux de surface pour en tenir compte dans l'évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques d'eau douce. Aucune donnée de surveillance de la clothianidine dans les eaux estuariennes ou marines au Canada n'était disponible. La présente section résume les données de surveillance canadiennes disponibles que l'ARLA juge pertinentes aux fins de l'évaluation des risques posés par la clothianidine dans des plans d'eau douce.

Les données sur la surveillance des eaux douces étaient disponibles pour l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick, l'Ontario, le Québec, le Manitoba, la Saskatchewan, l'Alberta et la Colombie-Britannique. La plupart des sites se trouvaient dans les zones agricoles, mais on possédait des données également pour des zones urbaines ainsi que des sites moins développés et plus vierges. Les données disponibles sur la clothianidine s'étendaient de 2010 à 2017. Certains sites au Québec et en Ontario ont été échantillonnés sur une période de six ans ou sept ans. La plupart des sites ailleurs ont été échantillonnés sur une période d'un à trois ans.

Les concentrations moyennes de clothianidine peuvent fournir une estimation de sa présence dans l'eau au fil du temps. Étant donné que la moyenne peut être biaisée par une valeur unique trop élevée ou trop faible par rapport aux autres valeurs dans un ensemble de données, l'ARLA a également calculé les concentrations médianes pour obtenir une autre mesure d'une concentration intermédiaire. La durée pendant laquelle les concentrations de clothianidine ont approché ou dépassé les critères d'effet toxicologique a également été prise en compte dans

l'évaluation, mais les estimations de l'exposition pour ces périodes plus courtes n'ont pas été produites. Dans ces calculs, l'ARLA a attribué une valeur égale à la moitié de la limite de détection pour les échantillons dans lesquels on n'a pas détecté de clothianidine.

Un résumé des données de surveillance de la clothianidine dans les plans d'eau de surface au Canada est présenté à l'annexe VII. Le tableau A.7-1 présente les données pour l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick. Les tableaux A.7-3 et A.7-5 présentent les données pour le Québec et l'Ontario, respectivement.

Le tableau A.7-7 résume les données pour le Manitoba, la Saskatchewan et l'Alberta, et le tableau A.7-9 présente les données pour la Colombie-Britannique. Ces tableaux présentent le nombre d'échantillons prélevés à chaque site, la fréquence de détection, les concentrations moyennes, médianes et maximales, ainsi que le nombre d'échantillons dépassant les divers critères d'effet chronique et aigu de l'ARLA. Les quotients de risque[1] calculés à l'aide des concentrations mesurées et des critères d'effet toxicologique aigu et chronique sont présentés dans le tableau A.7-2 pour l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick, le tableau A.7-4 pour le Québec, le tableau A.7-6 pour l'Ontario, le tableau A.7-8 pour le Manitoba, la Saskatchewan et l'Alberta et le tableau A.7-10 pour la Colombie-Britannique. Les zones ombragées dans ces tableaux indiquent les cas où le NP a été dépassé, ce qui signifie que les QR sont égaux ou supérieurs à une valeur de 1.

Les concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau au Canada dépassent souvent les critères d'effet toxicologique chronique pour les invertébrés d'eau douce tout au long de la saison de croissance dans certaines zones agricoles, y compris les régions où les cultures de pommes de terre, de légumes, de maïs, de soja, les vergers et les vignobles occupent une grande partie du bassin hydrographique. Il est également prouvé que les concentrations dans les milieux humides des Prairies entourant les champs ensemencés de diverses cultures dépassent souvent les critères d'effet toxicologique chronique, du moins pendant certaines parties de la saison de croissance. Les concentrations de clothianidine mesurées dans l'eau étaient plus élevées que les critères d'effet toxicologique aigu pour les invertébrés d'eau douce dans quelques ruisseaux et rivières situés dans des régions productrices de légumes et de pommes de terre au Canada, ainsi que dans quelques milieux humides des Prairies. Les paragraphes qui suivent décrivent plus en détail les concentrations de clothianidine détectées dans ces régions.

Pommes de terre

La clothianidine peut être utilisée sur les pommes de terre comme traitement des semences (plantons), en application sur le sol ou en pulvérisation foliaire. Les concentrations de clothianidine dans trois plans d'eau situés dans des régions productrices de pommes de terre au Québec dépassaient fréquemment les critères d'effet toxicologique chronique pour les invertébrés aquatiques. Les pommes de terre représentaient 21 % à 47 % de la superficie cultivée dans les bassins hydrographiques du ruisseau Point-du-Jour, du ruisseau Chartier et de la rivière Blanche, d'après les renseignements présentés dans Giroux 2014 (ARLA nº 2544468). Le maïs, le soja et les céréales sont également cultivés dans ces bassins hydrographiques. Le maïs représente entre 21 % et 30 % de la superficie cultivée dans les trois bassins, et les céréales

[1] Quotient de risque = concentration d'exposition ÷ critère d'effet toxicologique.

représentent de 9 % à 20 %, tandis que le soja représente 18 % de la superficie cultivée dans le bassin du ruisseau Point-du-Jour seulement.

Comme le montre le tableau A.7-3, les concentrations maximales, moyennes et médianes de clothianidine dans ces trois plans d'eau semblent avoir augmenté entre 2010 et 2017. Pour chaque année échantillonnée (2010, 2012 et 2017), les concentrations de clothianidine dans ces trois plans d'eau dépassaient la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L entre 74 % et 100 % du temps. Les concentrations moyennes et médianes dépassaient la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L pour chaque année échantillonnée, sauf en 2010 pour le ruisseau Point-du-Jour. Les concentrations moyennes annuelles et médianes annuelles étaient toutes deux comprises entre 0,005 µg/L pour le ruisseau Point-du-Jour en 2010 et 0,24 µg/L en 2017 pour la rivière Blanche. Les quotients de risque variaient de 3,6 à 161 pour ce qui est des concentrations moyennes de clothianidine, et de 3,3 à 157 pour ce qui est des concentrations médianes (tableau A.7-4).

Entre 2010 et 2017, les concentrations de clothianidine au cours d'une année donnée ont dépassé le critère d'effet chronique préoccupant pour les espèces les plus sensibles, soit une CE_{20} de 0,02 µg/L, pendant des périodes allant de quelques semaines à plusieurs mois dans les trois cours d'eau. La CE_{20} chronique a été dépassée dans 100 % des échantillons provenant de la rivière Blanche, dans 44 % à 100 % des échantillons provenant du ruisseau Chartier et dans 4 % à 93 % des échantillons provenant du ruisseau Point-du-Jour. Les quotients de risque pour la CE_{20} chronique et les concentrations moyennes allaient de 3,5 à 12 dans la rivière Blanche, de 1,5 à 9,4 dans le ruisseau Chartier et de 0,3 à 3,1 dans le ruisseau Point-du-Jour (tableau A.7-4). Les quotients de risque correspondants calculés à l'aide des concentrations médianes variaient de 3,6 à 12, de 0,9 à 9,3 et de 0,3 à 23,1, respectivement.

La CSEO de 0,281 µg/L obtenue en mésocosme pour les effets au niveau des communautés a été dépassée dans 33 % des 30 échantillons analysés provenant de la rivière Blanche en 2017 (tableau A.7-3). Les concentrations étaient proches de la CSEO obtenue en mésocosme, ou supérieures à celle-ci, de la fin mai à la mi-juin, ainsi que de la mi-juillet à la fin août. Les quotients de risque calculés à l'aide des concentrations moyennes et médianes en 2017 pour la rivière Blanche approchaient le niveau préoccupant, soit 0,9 et 0,8, respectivement (tableau A.7-4). Dans le ruisseau Chartier, la CSEO obtenue en mésocosme a été dépassée dans 13 % des 30 échantillons analysés en 2017 (tableau A.7-3). Dans ce plan d'eau, les concentrations de clothianidine étaient proches de la CSEO obtenue en mésocosme ou supérieures à celle-ci, soit 0,281 µg/L de la fin mai à la mi-juillet. Les quotients de risque calculés à partir des concentrations moyennes et médianes en 2017 dans le ruisseau Chartier étaient de 0,7 (tableau A.7-4).

Des concentrations de clothianidine constamment plus élevées que la CD_5 chronique, la CE_{20} chronique et la CSEO obtenue en mésocosme ont également été observées dans d'autres régions productrices de pommes de terre au Canada. Pour six rivières à l'Île-du-Prince-Édouard échantillonnées en 2017 (les rivières Dunk, Huntley, Mill, Montague, Wilmot et Winter), 100 % des échantillons mensuels dépassaient la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L entre les mois de juin et octobre (tableau A.7-1). Dans une septième rivière, la rivière Clyde, trois des cinq échantillons présentaient des concentrations supérieures à la CD_5 chronique. Parmi ces rivières, les rivières Huntley, Mill, Montague et Wilmot avaient également présenté des concentrations dépassant la

CD_5 chronique au cours des années d'échantillonnage précédentes. En 2017, la concentration moyenne de clothianidine dans ces sept rivières variait de 0,01 µg/L à 0,31 µg/L, tandis que la concentration médiane variait de 0,01 µg/L à 0,26 µg/L.

Il y a lieu de noter que d'autres rivières ont également été échantillonnées à l'Île-du-Prince-Édouard entre 2010 et 2017. Pour plusieurs des plans d'eau échantillonnés, la limite de détection des analyses était de 0,01 µg/L, ce qui est plus élevé que la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Il existe donc une incertitude quant à l'interprétation des échantillons sans clothianidine détectée dans ces plans d'eau, et à la question de savoir si les concentrations dépassaient le critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. En utilisant la moitié de la limite de détection comme estimation de l'exposition, lorsque la clothianidine n'était pas détectée dans un échantillon, on obtient des quotients de risque de 3.3 (tableau A.7-2).

De juin à octobre 2017, 100 % des cinq échantillons mensuels ont dépassé la CE_{20} chronique de 0,02 µg/L dans les rivières Huntley, Mill, Montague et Wilmot, tandis que 40 % ont dépassé le critère d'effet dans les rivières Winter et Dunk. Au cours des années antérieures à 2017, les concentrations de clothianidine ont dépassé la CE_{20} chronique dans les rivières Huntley et Wilmot.

Dans la rivière Huntley, les concentrations étaient à égalité ou proches de la CSEO de 0,281 µg/L en mésocosme pour les effets au niveau des communautés entre les mois de juillet et octobre (valeurs allant de 0,24 µg/L à 0,28 µg/L). Le quotient de risque calculé à l'aide des concentrations mesurées et de la CSEO en mésocosme approchait le niveau préoccupant (QR = 0,9 pour les concentrations moyennes et médianes; tableau A.7-2). Les concentrations de clothianidine mesurées dans ces plans d'eau étaient du même ordre que celles observées dans les plans d'eau des régions productrices de pommes de terre au Québec (tableau A.7-3).

Des échantillons ont été prélevés dans les bassins hydrographiques en Colombie-Britannique où les pommes de terre et les cultures légumières représentaient environ 26 % de la superficie cultivée des bassins hydrographiques (ARLA n^{os} 2842169, 2842180). Les baies occupaient également une part importante (16 % à 44 %) de la superficie cultivée. Dans quelques cas, la clothianidine a été détectée dans la rivière Nicomekl et le canal du lac Sumas en juin et juillet 2017 (tableau A.7-9). Les concentrations de clothianidine atteignaient jusqu'à 0,16 µg/L dans ces plans d'eau. La limite de détection pour les données de surveillance recueillies en 2017 en Colombie-Britannique (ARLA n° 2842180) était de 0,005 µg/L, soit deux fois plus que la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Ainsi, tous les échantillons prélevés en 2017, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, ont dépassé le niveau préoccupant. Il subsiste une incertitude quant à l'interprétation des échantillons sans clothianidine détectée en 2017, et à la question de savoir si les concentrations dépassaient le critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. Pour les plans d'eau où la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon en 2017, si on utilise la moitié de la limite de détection comme estimation de l'exposition, le quotient de risque résultant est de 1,7 (tableau A.7-10). Les concentrations de clothianidine dans la rivière Nicomekl ont dépassé la CE_{20} chronique de 0,02 µg/L dans deux des huit échantillons (25 %) prélevés en 2017.

Cultures mixtes de légumes et de pommes de terre

Comme nous l'avons mentionné précédemment, trois méthodes d'application peuvent être utilisées sur les pommes de terre : traitement des semences, pulvérisation foliaire, application au sol. Selon le type de légume, la clothianidine peut être utilisée en traitement des semences ou en pulvérisation foliaire. Les plans d'eau échantillonnés dans les régions maraîchères du Québec (ruisseau Gibeault-Delisle et ruisseau Norton) présentaient des concentrations de clothianidine dépassant fréquemment les critères d'effet toxicologique chronique et parfois le critère d'effet toxicologique aigu. Ces plans d'eau ont été échantillonnés deux à trois fois par semaine de mai à août en 2013 et en 2014. En tout, 68 % du bassin hydrographique en amont du site d'échantillonnage du ruisseau Gibeault-Delisle était cultivé, tandis que 46 % de la superficie était cultivé en amont du site du ruisseau Norton, d'après les renseignements présentés dans Giroux 2017 (ARLA nº 2821394). Dans le bassin hydrographique du ruisseau Gibeault-Delisle, les légumes (principalement les carottes, les oignons, les oignons verts et la laitue) représentaient 25 % de la superficie cultivée en amont du site d'échantillonnage, les pommes de terre 21 %, et le maïs et le soja 19 % de la superficie. Dans le secteur du ruisseau Norton, les cultures légumières (principalement des oignons, de la laitue, des haricots, des carottes et des cucurbitacées) représentaient 18 % de la superficie cultivée en amont du site d'échantillonnage, les pommes de terre représentaient environ 9 % de la superficie cultivée, tandis que le maïs et le soja représentaient environ 24 %.

Les concentrations de clothianidine dans les deux ruisseaux dépassaient la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L dans 100 % des échantillons analysés en 2013 et 2014 (tableau A.7-3). Les concentrations annuelles moyennes et médianes annuelles dans les deux plans d'eau étaient bien supérieures à la CD_5 chronique pour les deux années échantillonnées. Les concentrations étaient plus élevées dans le ruisseau Gibeault-Delisle que dans le ruisseau Norton. Dans le ruisseau Gibeault-Delisle, les concentrations annuelles moyennes variaient de 0,55 µg/L à 0,88 µg/L, et les concentrations médianes annuelles variaient de 0,25 µg/L à 0,32 µg/L. Les quotients de risque associés variaient de 367 à 590 d'après la concentration moyenne et de 167 à 213, d'après la concentration médiane (tableau A.7-4). Dans le ruisseau Norton, la concentration moyenne annuelle variait de 0,047 µg/L à 0,057 µg/L, tandis que la concentration médiane annuelle était de 0,038 µg/L pour les deux années (tableau A.7-3). Les quotients de risque connexes pour le ruisseau Norton allaient de 32 à 38 pour la concentration moyenne, et étaient de 25 pour les deux années d'après la concentration médiane (tableau A.7-4).

Les concentrations de clothianidine dans ces deux plans d'eau ont également dépassé la CE_{20} chronique tout au long des périodes d'échantillonnage de 2013 et 2014. En tout, 78 % à 100 % des échantillons analysés ont dépassé le critère d'effet entre mai et août pour ces deux années (tableau A.7-3). Les quotients de risque pour le ruisseau Gibeault-Delisle variaient de 28 à 44 pour la concentration moyenne, et de 13 à 16 d'après la concentration médiane (tableau A.7-4). Pour ce qui est du ruisseau Norton, les quotients de risque allaient de 2,4 à 2,9 pour la concentration moyenne, et il était de 1,9 pour les deux années d'après la concentration médiane. Dans le ruisseau Gibeault-Delisle, les concentrations moyennes et médianes de clothianidine mesurées en 2013 et 2014 dépassaient légèrement la CSEO de 0,281 µg/L obtenue en mésocosme (tableau A.7-3). La CSEO obtenue en mésocosme pour les effets potentiels au niveau de la communauté était dépassée dans 43 à 54 % des échantillons analysés entre mai et août en 2013 et en 2014 (tableau A.7-3). Les quotients de risque pour le ruisseau

Gibeault-Delisle allaient de 2 à 3,1 et de 0,9 à 1,1, pour les concentrations moyennes et médianes, respectivement (tableau A.7-4).

Les concentrations de clothianidine dans le ruisseau Gibeault-Delisle ont dépassé la CD_5 aiguë de 1,5 µg/L en quatre occasions : trois échantillons (11 %) en 2013 et un échantillon (3 %) en 2014 (tableau A.7-3). La concentration maximale de clothianidine mesurée dans le ruisseau Gibeault-Delisle était de 11 µg/L en 2013. Le quotient de risque le plus élevé pour l'exposition aiguë était de 7,3 pour ce plan d'eau, valeur calculée à l'aide de la concentration détectée la plus élevée (tableau A.7-4).

En raison des utilisations mixtes dans ce bassin hydrographique, il n'est pas possible, d'après les données de surveillance existantes, d'identifier les cultures qui donnent lieu à des concentrations élevées de clothianidine dans ces plans d'eau.

Maïs et soja

Les néonicotinoïdes sont utilisés pour le traitement des semences de maïs, de soja et d'autres cultures céréalières. Les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L dans plusieurs plans d'eau situés dans les régions de culture de maïs et de soja de l'Ontario et du Québec. L'utilisation de la clothianidine sur le soja n'est pas homologuée. Cependant, la clothianidine est un produit de transformation du thiaméthoxame, qui lui est homologué pour le soja. De plus, la clothianidine est persistante dans le sol, et les cultures de maïs et de soja sont régulièrement alternées.

Quatre rivières situées dans les principales régions productrices de maïs et de soja au Québec ont été échantillonnées entre 2012 et 2017. Les cultures de maïs et de soja représentaient entre 64 % et 83 % de la superficie cultivée des bassins hydrographiques, d'après les renseignements présentés dans Giroux 2015 (ARLA nº 2561884). Les autres cultures dans ces bassins comprenaient les cultures céréalières, qui occupaient environ 5 % de la superficie cultivée, et les légumes qui représentaient de 0,6 % à 11 % de la superficie cultivée.

Dans chacune des quatre rivières échantillonnées entre 2012 et 2017, les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique entre 79 % et 100 % du temps (tableau A.7-3). En 2017, la limite de détection était de 0,005 µg/L, ce qui est deux fois plus élevé que la CD_5 chronique. Ainsi, tous les échantillons, y compris ceux dans lesquels la clothianidine n'a pas été détectée et auxquels on a assigné la moitié de la limite de détection, dépassaient la CD_5 chronique. Pour chaque année de 2012 à 2017, les concentrations moyennes et médianes de clothianidine mesurées entre mai et août dans les quatre rivières ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Les quotients de risque calculés à l'aide des concentrations moyennes et médianes variaient de 11 à 44 et de 5,3 à 34, respectivement (tableau A.7-4).

Dans les quatre rivières, les concentrations de clothianidine dépassaient la CE_{20} chronique dans 10 % à 97 % des échantillons prélevés, la fréquence variant selon l'année d'échantillonnage (tableau A.7-3). Certaines années, la CE_{20} chronique a été dépassée pendant plusieurs semaines à plusieurs mois, particulièrement dans les rivières Saint-Zéphirin, des Hurons et Chibouet. Les quotients de risque pour les années d'échantillonnage 2012 à 2017 variaient de 0,9 à 3,3 selon les concentrations moyennes, et de 0,4 à 2,6 selon les concentrations médianes (tableau A.7-4).

Il y avait de nombreux autres plans d'eau au Québec où les principales utilisations des terres dans les bassins hydrographiques consistaient en cultures mixtes, et également en cultures de maïs et de soja, et où la CD_5 chronique et la CE_{20} chronique sont dépassées dans une grande partie des échantillons prélevés (tableau A.7-3).

Comme au Québec, plusieurs plans d'eau situés dans des bassins hydrographiques de l'Ontario où les cultures en rangs comme le maïs, le soja et le blé couvrent des parties importantes des bassins, les concentrations de clothianidine dépassaient la CD_5 chronique. Entre 2012 et 2017, les concentrations de clothianidine en Ontario dépassaient la CD_5 chronique dans 50 % à 100 % des échantillons dans plusieurs cours d'eau : ruisseau Twenty Mile, ruisseau Innisfil, drain Lebo, ruisseau Nissouri, rivière Nottawagasa, ruisseau Sturgeon, rivière Sydenham et rivière Thames (tableau A.7-5). Chaque année entre 2012 et 2017, les concentrations moyennes et médianes de clothianidine mesurées pendant la saison de croissance dans les huit plans d'eau ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Les quotients de risque calculés à l'aide des concentrations moyennes et médianes variaient de 2,9 à 122 et de 3,1 à 88, respectivement (tableau A.7-6).

En Ontario, les concentrations de clothianidine étaient plus élevées que la CE_{20} chronique dans plus de 50 % des échantillons prélevés au cours d'une même année dans le ruisseau Twenty Mile, le drain Lebo, le ruisseau Sturgeon, la rivière Sydenham et la rivière Thames (tableau A.7-3). Certaines années, les concentrations dans ces cours d'eau dépassaient la CE_{20} chronique pendant plusieurs semaines, voire plusieurs mois. Les quotients de risque pour les années d'échantillonnage 2012 à 2017 variaient de 0,1 à 9,1, selon les concentrations moyennes, et de 0,1 à 6,6 selon les concentrations médianes, selon l'année (tableau A.7-4).

Ces plans d'eau sont situés dans le sud-ouest de l'Ontario et des échantillons ont été prélevés environ toutes les deux semaines d'avril à novembre. Dans plusieurs autres plans d'eau situés dans des régions de maïs et de soja de la région d'Ottawa, on a également constaté un dépassement de la CD_5 chronique et de la CE_{20} chronique en 2015 et 2016 (tableau A.7-5). Cependant, les plans d'eau constituant cet ensemble de données (ARLA n° 2785041) n'ont été échantillonnés qu'une ou deux fois par année, ce qui rend l'ensemble de données moins robuste comparativement aux données pour le sud-ouest de l'Ontario.

Les concentrations de clothianidine supérieures à la CSEO de 0,281 µg/L obtenue en mésocosme étaient rares dans les plans d'eau coulant dans les régions de culture de maïs et de soja au Québec et en Ontario, et n'ont été observées qu'une seule fois dans quatre rivières du Québec et dans un ruisseau de l'Ontario (tableau A.7-3 et tableau A.7-5). La concentration maximale de clothianidine mesurée dans les plans d'eau coulant dans les régions productrices de maïs et de soja était de 0,52 µg/L, d'après un échantillon prélevé dans la rivière Chibouet en 2015. Les chercheurs ont analysé les données de surveillance et les données d'utilisation du territoire dans les bassins hydrographiques du sud-ouest de l'Ontario afin d'établir des corrélations entre les concentrations détectées par la surveillance des eaux de surface et les utilisations du territoire agricole dans ces bassins. Les concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau dans le sud-ouest de l'Ontario ont été associées à la présence de cultures de maïs, de soja et de céréales dans les zones entourant les cours d'eau (ARLA n^{os} 2703534 et 2818731).

Vergers et vignobles

La clothianidine est utilisée en pulvérisation foliaire sur les vergers et les vignobles. Les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L dans plusieurs plans d'eau situés dans les régions où les vergers et les vignobles occupent une bonne partie de la superficie cultivée d'un bassin hydrographique en Ontario et au Québec.

Les ruisseaux Rousse et Déversant-du-Lac sont situés au Québec et ont été échantillonnés en 2010, 2011, 2015 et 2016. D'après les renseignements sur les cultures fournis par Giroux 2017 (ARLA nº 2821394), les vergers représentaient environ 27 % et 12,5 % de la superficie cultivée dans le bassin hydrographique en amont des sites d'échantillonnage du ruisseau Rousse et du ruisseau Déversant-du-Lac, respectivement. D'autres cultures représentaient également de grandes parties des bassins hydrographiques en amont des sites d'échantillonnage. Dans le bassin hydrographique du ruisseau Rousse, le maïs et le soja représentaient en tout 16 % de la superficie cultivée en amont du site d'échantillonnage, tandis que les légumes représentaient 10 %. Dans le bassin hydrographique du ruisseau Déversant-du-Lac, le maïs et le soja représentaient en tout environ 65 % de la superficie cultivée en amont du site d'échantillonnage, et les cultures céréalières représentaient environ 5 %.

Les concentrations de clothianidine dans l'eau ont dépassé la CD_5 chronique moins fréquemment au fil du temps dans le ruisseau Déversant-du-Lac. Les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique en tout de 60 %, 84 %, 25 % et 7 % du temps en 2010, 2011, 2015 et 2016, respectivement (tableau A.7-3). La concentration annuelle moyenne dépassait la CD_5 chronique pour chacune des quatre années échantillonnées. Les quotients de risque connexes variaient de 3,1 à 6,3 (tableau A.7-4). La concentration médiane annuelle était inférieure à la CD_5 chronique au cours de deux des quatre années échantillonnées. Les quotients de risque connexes variaient de 0,3 à 3,3. Dans le ruisseau Rousse, les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique entre 0 % et 15 % du temps au cours des quatre années échantillonnées (tableau A.7-3). La concentration moyenne annuelle dans le ruisseau Rousse a dépassé la CD_5 chronique au cours d'une des quatre années échantillonnées. Les quotients de risque connexes variaient de 0,3 à 1,1 (tableau A.7-4).

La CE_{20} chronique n'a été dépassée que sporadiquement dans le ruisseau Déversant-du-Lac et n'a pas été dépassée dans le ruisseau Rousse. Les quotients de risque n'ont pas dépassé le niveau préoccupant si l'on compare les concentrations de clothianidine avec la CE_{20} chronique (tableau A.7-4).

En Ontario, dans trois plans d'eau dans les régions où les vergers ou les vignobles occupent une grande superficie des bassins hydrographiques, on a observé des dépassements fréquents de la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L entre 2012 et 2016 (tableau A.7-5). Dans les ruisseaux Two Mile, Four Mile et Prudhomme, les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique entre 20 % et 100 %, 62 % et 93 % et 93 % et 100 % du temps, respectivement, au cours des cinq saisons d'échantillonnage. Les quotients de risque connexes calculés à l'aide des concentrations moyennes allaient de 0,9 à 24, 2,6 à 16 et 8,1 à 33 pour les ruisseaux Two Mile, Four Mile et Prudhomme, respectivement (tableau A.7-6). Les quotients de risque calculés à l'aide des concentrations médianes dépassaient également régulièrement le niveau préoccupant de 1, allant de 0,6 à 2,9, 1,6 à 3,5 et 4,2 à 7,6, respectivement.

Jusqu'à 8 %, 17 % et 50 % des échantillons ont dépassé la CE_{20} chronique dans les ruisseaux Two Mile, Four Mile et Prudhomme, respectivement (tableau A.3-5). Les concentrations de clothianidine approchaient ou dépassaient la CE_{20} chronique pendant quelques jours à quelques semaines entre la fin mai et septembre dans ces plans d'eau. Les quotients de risque étaient aussi élevés que 2,5 dans le ruisseau Prudhomme, d'après les concentrations moyennes, et 1,2 d'après les concentrations médianes (tableau A.3-6).

En raison des utilisations mixtes dans les bassins hydrographiques échantillonnés en Ontario et au Québec, il n'est pas possible, d'après les données de surveillance existantes, de déterminer quelles cultures contribuent aux concentrations élevées de clothianidine dans ces plans d'eau.

Bien que l'échantillonnage ait également été effectué en 2017 dans les régions de la Colombie-Britannique où les bassins hydrographiques renferment des vergers et des vignobles, la clothianidine n'a pas été détectée dans les échantillons prélevés entre juin et septembre 2017 (tableau A.7-9; ARLA nº 2842180). La limite de détection pour les données de surveillance recueillies en 2017 en Colombie-Britannique était de 0,005 µg/L, soit plus de deux fois plus que la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Par conséquent, tous les échantillons prélevés en 2017, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassaient le niveau préoccupant. Il subsiste donc une incertitude quant à l'interprétation des échantillons dans lesquels on n'a pas détecté de clothianidine en 2017, et à la question de savoir si les concentrations dépassaient le critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. En outre, les renseignements sur l'utilisation des néonicotinoïdes dans certains bassins hydrographiques en Colombie-Britannique (ARLA nº 2842180) indiquent que les producteurs ont utilisé un néonicotinoïde autre que la clothianidine pour traiter les arbres fruitiers en 2017. Ainsi, l'absence de détection de clothianidine dans les plans d'eau où les vergers et les vignobles occupent une grande superficie en Colombie-Britannique pourrait également être due tout simplement au fait qu'elle n'y est pas utilisée.

Traitement des semences dans les Prairies

Dans les Prairies, l'utilisation principale des néonicotinoïdes est pour le traitement des semences. Il a été démontré que les concentrations mesurées dans les milieux humides, les rivières et les ruisseaux des Prairies peuvent dépasser les critères d'effet toxicologique aigu et chronique à différents moments au cours de la saison de croissance, particulièrement au printemps et à l'été. Les milieux humides échantillonnés dans les Prairies se trouvaient dans des régions agricoles, près de champs ensemencés de cultures comme le canola, l'orge, l'avoine, le blé, les pois des champs, les lentilles, le soja, le maïs et les prairies. Toutefois, les renseignements sur les sites n'étaient pas disponibles pour tous les milieux humides échantillonnés. De plus, il n'est pas certain que certains des milieux humides temporaires échantillonnés soient pertinents pour l'évaluation des risques liés aux invertébrés aquatiques.

La plupart des milieux humides dans les ensembles de données disponibles n'avaient été échantillonnés qu'une seule fois par période d'échantillonnage, à savoir au printemps lors du préensemencement, à l'été ou à l'automne. Par conséquent, l'ARLA n'a pas produit d'estimation de l'exposition chronique pour ces plans d'eau. Le pourcentage de milieux humides où les concentrations de clothianidine dépassaient les critères d'effet toxicologique a été déterminé pour chaque période d'échantillonnage. Les quotients de risque calculés à l'aide de la fourchette

de concentrations mesurées dans tous les milieux humides échantillonnés fournissent une estimation générale des risques potentiels, en supposant que les concentrations mesurées étaient demeurées constantes au fil du temps. Une incertitude subsiste quant aux concentrations de l'exposition à plus long terme dans les milieux humides échantillonnés dans les Prairies.

Les concentrations de clothianidine dans les milieux humides échantillonnés au printemps avant l'ensemencement dépassaient la CD_5 chronique dans 36 % des 138 milieux humides échantillonnés en 2012, 87 % des 90 milieux humides échantillonnés en 2013, et 100 % des 16 milieux humides échantillonnés en 2014 (tableau A.7-7). La CE_{20} chronique a été dépassée dans 11 %, 62 % et 69 % des milieux humides échantillonnés au printemps de 2012, 2013 et 2014, respectivement. Les concentrations mesurées au printemps allaient de concentrations inférieures aux limites de détection, jusqu'à 0,17 µg/L. Les quotients de risque calculés d'après la plage des concentrations variaient de 0,3 à 116 pour la CD_5 chronique, et de moins de 0,1 à 8,7 pour la CE_{20} chronique (tableau A.7-8). Main et coll. 2016 (ARLA nº 2572395) ont signalé que la présence de clothianidine dans les milieux humides avant l'ensemencement pouvait être due à la persistance des résidus de clothianidine dans le sol et au transport vers les milieux humides, par la fonte des neiges et les matières particulaires au cours du ruissellement printanier.

Les milieux humides échantillonnés pendant l'été présentaient les concentrations de clothianidine supérieures à la CD_5 chronique dans 51 % des 134 milieux humides échantillonnés en 2012, 76 % des 144 milieux humides échantillonnés en 2013, 44 % des 115 milieux humides échantillonnés en 2014 (tableau A.7-7). La CE_{20} chronique a été dépassée dans 39 %, 56 % et 23 % des milieux humides échantillonnés aux étés de 2012, 2013 et 2014, respectivement. Les concentrations de clothianidine se situaient sous les limites de détection jusqu'à 3,1 µg/L. Les quotients de risque calculés selon la plage des concentrations allaient de 0,4 à 2 072 pour la CD_5 chronique, et de moins de 0,1 jusqu'à 103 pour la CE_{20} chronique (tableau A.7-8). Au cours de l'été 2017, la clothianidine a été détectée dans 10 des 60 milieux humides (17 %) échantillonnés dans les trois provinces des Prairies, à des concentrations supérieures à la CD_5 (deux au Manitoba, cinq en Saskatchewan et trois en Alberta – tableau A.7-7). Elle a été détectée dans 9 des 60 milieux humides (15 %) échantillonnés (deux au Manitoba, quatre en Saskatchewan et trois en Alberta). Les concentrations de clothianidine mesurées à l'été 2017 se situaient sous les limites de détection jusqu'à 0,51 µg/L. Les quotients de risque calculés à l'aide de la plage des concentrations mesurées à l'été 2017 allaient de 3,3 à 342 pour la CD_5 chronique, et de 0,3 à 26 pour la CE_{20} chronique (tableau A.7-8). La limite de détection pour les données recueillies en 2017 était de 0,01 µg/L, soit deux fois plus que la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Ainsi, tous les échantillons de l'ensemble de données de 2017, y compris ceux pour lesquels on n'avait pas détecté de clothianidine à la moitié de la limite de détection, dépassaient le niveau préoccupant. Il subsiste une incertitude quant à l'interprétation des échantillons sans clothianidine détectée en 2017, et à la question de savoir si les concentrations dépassaient le critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. Pour les plans d'eau où la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon prélevé en 2017, si on utilise la moitié de la limite de détection comme estimation de l'exposition, on obtient un quotient de risque de 1,8 (tableau A.7-8). La CSEO de 0,281 µg/L obtenue en mésocosme pour les effets possibles au niveau de la communauté a été dépassée dans 7 % des 134 milieux humides échantillonnés à l'été de 2012, 5 % des 144 milieux humides échantillonnés à l'été de 2013, 3 % des 115 milieux humides échantillonnés à l'été

de 2014 et 2 % des 60 milieux humides échantillonnés à l'été de 2017 (tableau A.7-7). Les quotients de risque calculés à l'aide de la CSEO obtenue en mésocosme allaient de < 0,1 à 11 (tableau A.7-8). Dans trois milieux humides, les concentrations de clothianidine dépassaient le critère d'effet toxicologique aigu de 1,5 µg/L : un à l'été 2012 et deux à l'été 2014 (tableau A.7-7). Les quotients de risque associés à la CD_5 aiguë allaient de < 0,1 à 2,1 (tableau A.7-8).

Les concentrations et la fréquence de détection de clothianidine dans les milieux humides des Prairies étaient généralement plus faibles à l'automne qu'au printemps ou à l'été (tableau A.7-7). Certains milieux humides s'étaient asséchés pendant la saison et, par conséquent, l'échantillonnage d'automne n'a pu avoir lieu. Les concentrations de clothianidine ont dépassé le critère d'effet toxicologique de 0,0015 µg/L dans 4 des 80 milieux humides échantillonnés à l'automne 2012, et la CE_{20} chronique de 0,281 µg/L n'a été dépassée que dans un seul de ces milieux humides. La clothianidine n'a été détectée dans aucun des 23 milieux humides échantillonnés à l'automne 2017. Il convient de noter qu'il y a eu une sécheresse généralisée dans les Prairies canadiennes en 2017. De plus, comme nous l'avons indiqué précédemment, la limite de détection pour les échantillons prélevés en 2017 était plus de deux fois élevée que la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Par conséquent, il subsiste une incertitude quant à l'interprétation des échantillons sans clothianidine détectée dans cet ensemble de données de 2017 et quant à savoir si les concentrations dépassaient le critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. La plus forte concentration de clothianidine mesurée à l'automne était de 0,031 µg/L en 2012. Le quotient de risque pour les milieux humides échantillonnés à l'automne variait de 0,4 à 21, si on comparait ces concentrations à la CD_5 chronique (tableau A.3-8).

Dans leur recherche, Main et coll. 2014 (ARLA nº 2526133) ont signalé que les milieux humides près des champs de canola présentaient généralement des concentrations maximales de néonicotinoïdes plus élevées et des fréquences de détection plus élevées que les milieux humides entourés de pâturages. Toutefois, il n'y avait pas de différence statistiquement significative entre les concentrations moyennes de néonicotinoïdes dans les milieux humides situés près des champs de canola et celles constatées dans les champs ensemencés d'autres cultures comme l'orge, l'avoine, les pois, le blé ainsi que les pâturages. De même, Main et coll. 2016 (ARLA nº 2572395) ont constaté que les milieux humides situés dans des champs d'avoine qui n'avaient pas été traités l'année précédente avec des néonicotinoïdes présentaient des concentrations de clothianidine similaires à celles qu'on retrouvait dans les milieux humides dans des champs de canola qui avaient été traités. Les auteurs ont indiqué que ce résultat peut s'expliquer par la persistance et les effets résiduels des résidus de néonicotinoïdes d'une saison à l'autre, car les cultures traitées aux néonicotinoïdes, comme le canola, sont souvent alternées avec des cultures qui ne le sont pas, comme l'avoine.

Canards Illimités Canada (ARLA nº 2847073) a signalé que les néonicotinoïdes étaient détectés plus souvent et à des concentrations plus élevées dans les milieux humides dans les Prairies où le canola et le blé étaient les types de culture dominants dans un rayon de 250 mètres autour des milieux humides. On a également signalé que les concentrations de néonicotinoïdes variaient entre les milieux humides situés dans un même champ et entourés par la même culture, peut-être en raison de différences dans les voies d'écoulement préférentielles des eaux de ruissellement et de la taille des zones contribuant au ruissellement entre les bassins.

D'après les données de surveillance disponibles pour la clothianidine dans les milieux humides des Prairies, il subsiste une incertitude quant aux concentrations de clothianidine au cours de la saison de croissance, car la plupart des milieux humides n'ont été échantillonnés qu'une seule fois par période d'échantillonnage. De plus, les concentrations de clothianidine variaient d'une période d'échantillonnage à l'autre. Toutefois, selon l'étude de Main et coll. 2014 (ARLA n^{os} 2526133 et 2612760), les mêmes milieux humides en Saskatchewan ont généralement été échantillonnés plus d'une fois, et jusqu'à quatre fois, entre le printemps 2012 et le printemps 2013. En tout, 125 milieux humides ont été échantillonnés au printemps 2012 (entre le 25 avril et le 1er mai) et à l'été 2012 (entre le 23 juin et le 5 juillet). Parmi ces milieux humides, 34 (27 %) présentaient des concentrations supérieures à la CD_5 chronique à ces deux occasions. En tout, 55 milieux humides ont été échantillonnés au cours des quatre périodes d'échantillonnage entre le printemps 2012 et le printemps 2013. De ce nombre, trois de ces milieux humides (5 %) présentaient des concentrations de clothianidine supérieures à la CD_5 chronique pour les quatre périodes d'échantillonnage. Ces résultats indiquent que les concentrations dans certains milieux humides des Prairies peuvent dépasser les critères d'effet toxicologique pendant plusieurs semaines, voire plusieurs mois. De plus, la saison 2017 a été particulièrement sèche dans les Prairies canadiennes, et il n'est pas certain que les concentrations mesurées représentent les concentrations qui seraient présentes au cours d'une saison plus représentative. Il subsiste également une incertitude concernant les données pour la saison 2017, car la limite de détection pour les échantillons déclarés était deux fois plus élevée que la CD_5 chronique.

Des données de surveillance de la clothianidine dans les plans d'eau, comme les rivières et les ruisseaux, étaient disponibles pour le Manitoba, la Saskatchewan et l'Alberta. Les concentrations de clothianidine étaient généralement plus faibles dans les rivières et les ruisseaux que dans les milieux humides des Prairies. Néanmoins, il est prouvé que les concentrations de clothianidine peuvent dépasser les critères d'effet toxicologique chronique dans certains cours d'eau. Par exemple, les concentrations de clothianidine ont dépassé la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L dans 67 % à 100 % des trois échantillons prélevés entre juin et octobre 2017 dans chacune des rivières Rouge, Boyne, Morris et Rat au Manitoba. Les concentrations ont également dépassé la CD_5 chronique dans les six échantillons prélevés dans la rivière Assiniboine en Saskatchewan entre mai et septembre 2014 (tableau A.7-7). La concentration maximale mesurée dans un cours d'eau était de 0,055 µg/L dans la rivière Rouge au Manitoba. Les quotients de risque à ces sites variaient de 4 à 22 si on utilise les concentrations moyennes d'une année donnée, et variaient de 2,8 à 28 si on utilise les concentrations médianes (tableau A.7-8). Les principales cultures dans les bassins hydrographiques où se trouvaient ces sites comprennent le soja, le blé, le canola, l'avoine et le maïs. Plusieurs autres sites échantillonnés dans les provinces des Prairies présentaient des concentrations isolées de clothianidine supérieures au critère d'effet toxicologique chronique de 0,0015 µg/L. Les concentrations de clothianidine étaient plus élevées que la CE_{20} chronique dans deux échantillons consécutifs sur un total de trois échantillons prélevés dans chacune des rivières Rouge, Boyne, Morris et Rat au Manitoba en 2017 (tableau A.7-7). Des échantillons ont été prélevés en juin, juillet et octobre 2017. Il subsiste une incertitude quant à la durée pendant laquelle les concentrations ont dépassé la CE_{20} chronique (et la CD_5 chronique), parce que les échantillons ont été prélevés à intervalles de plusieurs semaines ou de plusieurs mois. Les concentrations pourraient avoir été supérieures à la CE_{20} chronique (et à la CD_5 chronique) pendant plusieurs mois dans ces cours d'eau. La plupart des données de

surveillance datent de 2017, une année particulièrement sèche dans les Prairies canadiennes. Il n'est pas certain que les concentrations de clothianidine dans les rivières et les ruisseaux dépasseraient les critères d'effet toxicologique pour les invertébrés aquatiques si les concentrations étaient mesurées dans des conditions de précipitations plus typiques.

Déclarations d'incident

Depuis le 26 avril 2007, les titulaires d'homologation sont tenus par la loi de déclarer à l'ARLA les incidents liés à leurs produits antiparasitaires. De plus, le grand public, la communauté médicale, le gouvernement et les organisations non gouvernementales sont en mesure de signaler les incidents liés aux pesticides directement à l'ARLA. L'ARLA a également effectué des recherches dans le système d'information sur les incidents écologiques (Ecological Incident Information System – EIIS) de l'EPA pour recenser les incidents environnementaux liés à la clothianidine qui étaient disponibles dans cette base de données jusqu'en février 2018. Aucun incident mettant en cause des invertébrés aquatiques n'a été signalé au Canada ou aux États-Unis relativement à l'utilisation de la clothianidine.

4.5 Incertitudes relevées dans l'évaluation des risques

L'ARLA a relevé les incertitudes suivantes dans l'évaluation des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques. Ces problèmes pourraient être réglés à l'avenir par la présentation de données supplémentaires. Cependant, l'ARLA a déterminé que les conclusions concernant les risques sont fondées sur le poids de la preuve disponible et les données sur la toxicité chronique, sur la modélisation poussée des eaux de surface, et sur les données récentes de surveillance de l'environnement au Canada qui étaient disponibles.

4.5.1 Critères d'effet

La DSE chronique pour la clothianidine était basée sur un ensemble restreint de données comportant cinq espèces seulement, ce qui représente la taille minimale d'un échantillon pour établir une distribution des espèces, selon Belanger et coll. (2017), en vue son utilisation dans le cadre réglementaire de l'évaluation des risques par les organismes de réglementation de par le monde. La distribution établie par l'ARLA était statistiquement valable et respectait les critères de normalité des données. Cependant, un intervalle de confiance important d'environ cinq ordres de grandeur pour la valeur de la CD_5 indique que le critère d'effet réel de 5 % peut couvrir un large éventail de valeurs. La valeur CD_5 établie par l'ARLA, soit 0,0015 µg p.a./L, est prudente, par rapport à un critère d'effet chronique visant à assurer la protection des invertébrés aquatiques contre les néonicotinoïdes de 0,035 µg/L, qui a été recommandé par Morrissey et coll. (2015). Il est reconnu que la CD_5 établie par l'ARLA est égale ou inférieure à la limite de détection dans plusieurs programmes de surveillance des eaux de surface.

L'ARLA ne s'est pas fiée exclusivement sur la CSEO traduisant la plus grande sensibilité au niveau de la communauté, soit 0,281 µg p.a./L d'après les études en mésocosme à l'extérieur, pour prendre une décision d'ordre réglementaire. Pour ce niveau d'effet, la récupération a été observée à la fin de l'étude. Cependant, il subsiste une incertitude pour ce qui est de savoir si la récupération aurait pu être prévisible dans l'environnement pour les raisons suivantes : a) l'étude était basée sur une application unique, alors que les données de surveillance indiquent la présence de clothianidine dans les eaux de surface au Canada pendant toute la saison de

croissance, et b) il n'a pas été possible de déterminer de manière statistique les effets sur les espèces d'éphéméroptères sensibles dans l'étude.

4.5.2 Exposition

Tout comme pour le choix des critères d'effet, l'ARLA s'appuie sur une démarche par paliers pour estimer l'exposition dans le cadre d'une évaluation des risques, démarche qui consiste à passer d'une estimation très prudente au niveau préliminaire, à une estimation par modélisation, puis à des données de surveillance réelles sur le terrain. Le ruissellement est la principale voie d'exposition des invertébrés aquatiques à la clothianidine en raison de la solubilité du produit, de son fort potentiel de déplacement dans les eaux de surface et de sa persistance dans les eaux où la pénétration de la lumière solaire est limitée. À chaque étape, il y a des incertitudes, qui sont décrites ci-dessous.

4.5.3 Modélisation

Une modélisation de niveau supérieur des eaux de ruissellement de surface a été effectuée pour environ la moitié des utilisations extérieures homologuées de la clothianidine. Les utilisations ont été choisies de manière à ce que le potentiel de ruissellement soit évalué dans les conditions suivantes : a) doses d'application représentatives pour chacune des principales méthodes d'application, et b) principales utilisations sur les cultures dans l'ensemble du pays. Pour ce qui est des utilisations de la clothianidine qui n'ont pas été modélisées, l'acceptabilité de l'utilisation continue ne peut être démontrée, car des taux et des méthodes similaires d'application ont été modélisés pour d'autres cultures et des risques ont été constatés.

4.5.4 Surveillance

Bien que les données de surveillance fournissent une image réelle des concentrations d'exposition prévues, certaines questions demeurent en suspens sur certains points.

Lors de l'examen des données sur la surveillance de l'eau, le risque pour les invertébrés aquatiques a été évalué pour la clothianidine seulement. Les néonicotinoïdes ont un mode d'action commun et il a été démontré qu'ils coexistent dans de nombreux plans d'eau canadiens [Main et coll. 2014 (ARLA nº 2526133); Main et coll. 2015 (ARLA nº 2608629); Main et coll. 2016 (ARLA nº 2572395); Struger et coll. 2017 (ARLA nº 2703534); Giroux 2014 (ARLA nº 2544468); Giroux 2015 (ARLA nº 2561884); Giroux 2017 (ARLA nº 2821394)]. Par conséquent, le risque potentiel des résidus combinés est inconnu, mais il sera plus élevé dans les plans d'eau contenant plusieurs néonicotinoïdes que si l'on tient compte uniquement des néonicotinoïdes individuels.

Étant donné que la clothianidine est un produit de transformation du thiaméthoxame, un autre insecticide néonicotinoïde homologué, l'utilisation du thiaméthoxame peut contribuer à la présence de clothianidine dans les plans d'eau. Il n'est pas possible, pour le moment, d'établir la contribution potentielle de la transformation du thiaméthoxame en clothianidine.

En ce qui concerne l'exposition aiguë, les données de surveillance sous-estiment fort probablement l'exposition à court terme à la clothianidine, car il est peu probable que la plupart des régimes d'échantillonnage permettent de détecter les concentrations maximales.

Les régions du Canada ne sont pas toutes représentées également, et ce, pour plusieurs raisons. En effet, les régimes d'échantillonnage diffèrent selon les ensembles de données dans différentes régions. Certains plans d'eau sont échantillonnés seulement quelques fois pendant la saison, ce qui donne lieu à une certaine incertitude quant à la durée de l'exposition dans ces régions. De plus, dans certaines régions, la surveillance des eaux n'est pas suffisante. Enfin, dans les régions où la clothianidine est utilisée et où il n'y a pas suffisamment de données de surveillance, il n'y a aucune raison de croire que les profils de détection seraient différents par rapport à ceux qui ont été observés dans les régions pour lesquelles on dispose de données de surveillance.

Il est difficile d'associer les concentrations de clothianidine dans l'eau à une culture spécifique dans les bassins hydrographiques où l'on retrouve couramment des cultures traitées à la clothianidine. De même, il est difficile d'associer les concentrations de clothianidine dans l'eau à une méthode d'application particulière dans les bassins hydrographiques où les cultures peuvent être traitées par plusieurs méthodes (par exemple : les pommes de terre peuvent être traitées par pulvérisation foliaire, application au sol ou traitement des plantons, et certains légumes peuvent être traités par traitement des semences ou pulvérisation foliaire).

Dans certains cas, l'information sur le site était limitée, notamment pour certains milieux humides temporaires, de sorte qu'il était difficile de déterminer s'il y avait lieu de procéder à une évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques. En l'absence de renseignements supplémentaires, ces plans d'eau ont été considérés comme pertinents pour la présente évaluation.

Les conditions météorologiques dans l'ensemble du Canada en 2017 ont été exceptionnellement sèches dans certaines régions, en particulier dans les Prairies. Cette année de sécheresse peut avoir affecté les concentrations détectées dans ces régions.

Les échantillons dans lesquels le produit n'est pas détecté peuvent être difficiles à interpréter, en particulier lorsque la limite de détection est élevée et qu'il n'y a pas d'information sur l'utilisation à proximité des zones d'échantillonnage. Lorsque les échantillons n'indiquent la présence d'aucun produit, cela peut être dû à divers facteurs, notamment l'absence de transport du produit chimique depuis le site d'application, l'absence d'utilisation du produit chimique dans la zone étudiée ou encore la faible sensibilité de la méthode d'analyse.

4.6 Conclusions de l'évaluation des risques

La modélisation des utilisations de la clothianidine dans les eaux de surface a révélé des dépassements généralisés du NP pour les effets chroniques sur les invertébrés aquatiques. De plus, la modélisation tenait compte des particularités de chaque région et couvrait un large éventail de cultures et de méthodes d'application dans l'ensemble du Canada. Des données récentes de surveillance de l'eau montrent que la clothianidine est détectée dans les eaux de surface canadiennes à des concentrations qui dépassent souvent le NP pour les effets nocifs chroniques sur les invertébrés aquatiques. Des concentrations pouvant avoir une incidence sur

des espèces individuelles et des communautés d'invertébrés ont été trouvées sur des périodes de quelques semaines à plusieurs mois dans certains plans d'eau associés à plusieurs utilisations de la clothianidine à l'extérieur. Cette évaluation est basée sur l'exposition des invertébrés aquatiques à la clothianidine seulement, alors que les néonicotinoïdes coexistent dans l'environnement et partagent un mode d'action commun. Ainsi, l'effet de l'exposition à plusieurs néonicotinoïdes sera plus élevé que pour l'exposition à la clothianidine seule.

Par conséquent, d'après les renseignements disponibles, l'ARLA n'est pas en mesure de conclure que les risques liés aux utilisations agricoles extérieures et aux gazons de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques sont acceptables. L'ARLA est consciente que la recherche sur les néonicotinoïdes est en cours et que des études scientifiques sont régulièrement publiées. L'ARLA tiendra compte des renseignements pertinents qui sont devenus disponibles après le début du processus de publication et de toute information soumise au cours de la période de consultation avant de prendre une décision finale.

4.7 Atténuation des risques pour les invertébrés aquatiques

4.7.1 Restrictions d'utilisation

Étant donné les risques qui ont été relevés et compte tenu des renseignements disponibles, il serait difficile d'atténuer efficacement les risques au moyen d'une stratégie de réduction de l'utilisation, et ce, pour plusieurs raisons. Dans les zones agricoles mixtes, il est difficile de déterminer les cultures ou les méthodes d'application spécifiques qui causent les concentrations élevées observées dans l'eau. De plus, il n'est pas possible de prévoir avec précision dans quelle mesure il faudrait réduire l'utilisation de la clothianidine pour atteindre des concentrations acceptables dans l'environnement, et, par conséquent, toute stratégie de réduction de l'utilisation nécessiterait des renseignements exhaustifs et complets sur la surveillance de l'eau pour confirmer que les objectifs de réduction des risques sont atteints. Il n'est pas non plus possible d'estimer le temps qu'il faudrait pour réduire les concentrations dans l'environnement. En outre, dans les secteurs où l'utilisation de la clothianidine est approuvée, mais n'est pas encore largement répandue, l'intensification des utilisations futures pourrait entraîner des risques supplémentaires préoccupants. Compte tenu de ce qui précède, l'ARLA propose de révoquer toutes les utilisations de la clothianidine à des fins agricoles et sur le gazon en plein air.

4.7.2 Zones tampons de pulvérisation

Au cours de la période d'élimination progressive, il sera nécessaire de mettre à jour les zones tampons de pulvérisation, compte tenu des risques relevés dans la présente évaluation, pour assurer la protection des habitats d'eau douce et marins. Des zones tampons de pulvérisation pour les habitats terrestres sont également requises selon les conditions d'utilisation existantes. Des zones tampons de pulvérisation ont été déterminées d'après le mode d'emploi figurant sur les étiquettes des produits, y compris l'utilisation de gouttelettes de calibre « fin », selon la nomenclature de l'ASAE, pour la pulvérisation au champ et par voie aérienne. Le tableau complet des zones tampons de pulvérisation proposées et les instructions concernant l'atténuation de la dérive de pulvérisation des produits à base de clothianidine figurent à l'annexe VIII.

Le Groupe de travail multipartite sur l'atténuation de la dérive d'Agriculture et Agroalimentaire Canada a présenté des renseignements sur les stratégies recommandées d'atténuation de la dérive, notamment :

- encourager l'utilisation de meilleures pratiques de gestion afin de réduire au minimum la dérive de pulvérisation;
- encourager l'adoption du calculateur en ligne de zones tampons de pulvérisation, disponible sur le site de l'ARLA;
- augmenter les restrictions sur les étiquettes concernant les applications foliaires afin de réduire au minimum la dérive de pulvérisation.

Comme pour tous les produits antiparasitaires, pendant la période d'élimination progressive de la clothianidine, l'ARLA continuera d'encourager l'adoption de pratiques de gestion optimales de la dérive de pulvérisation. Les mesures d'atténuation de la dérive requises pour des méthodes d'application spécifiques seront indiquées sur les étiquettes des produits. À l'heure actuelle, il n'est pas nécessaire d'imposer des restrictions supplémentaires afin de réduire au minimum la dérive de pulvérisation. Sauf dans le cas des zones tampons de pulvérisation de 120 m indiquées pour l'utilisation des pulvérisateurs agricoles sur le gazon en plaques et de 800 m pour la pulvérisation aérienne sur les pommes de terre, on peut employer le calculateur en ligne de zones tampons pour atténuer davantage le risque de dérive de pulvérisation si on prévoit utiliser des gouttelettes de pulvérisation plus grossières, et compte tenu des conditions météorologiques au moment de l'application.

4.7.3 Atténuation des eaux de ruissellement

Des mises en garde figurent actuellement sur l'étiquette de tous les produits afin de réduire le risque de ruissellement vers les habitats aquatiques adjacents. Malgré ces mises en garde, des concentrations de clothianidine présentant un risque pour les invertébrés aquatiques ont été trouvées dans les eaux de surface au Canada, là où la clothianidine est utilisée pour la lutte antiparasitaire en agriculture.

Le Groupe de travail multipartite sur l'atténuation d'Agriculture et Agroalimentaire Canada a présenté des renseignements sur l'utilisation potentielle de bandes de végétation filtrantes afin de réduire le ruissellement dans les plans d'eau adjacents. Bien qu'il existe des études sur l'efficacité des bandes de végétation filtrantes pour réduire le ruissellement des pesticides, la plupart des recherches ont été menées sur des pesticides beaucoup moins solubles dans l'eau que les néonicotinoïdes. Seulement deux études ont été réalisées sur des néonicotinoïdes, soit celles de Denning et coll. 2004 (ARLA nº 2518467) et de Hladik et coll. 2017 (ARLA nº 2866915), et les résultats de ces deux études quant à l'efficacité potentielle des bandes de végétation filtrantes pour réduire le ruissellement des néonicotinoïdes en surface n'étaient pas concluants. Dans les deux études, les concentrations de néonicotinoïdes dans les eaux de ruissellement de surface étaient variables et n'étaient pas significativement différentes, ou étaient plus élevées sur les sites pourvus de bandes de végétation filtrantes que sur les sites qui n'en étaient pas pourvus. La dynamique des champs ou l'apport de néonicotinoïdes en provenance des champs voisins traités et qui ne faisaient pas partie de l'étude ont biaisé les résultats. Aucune mesure quantifiable pour réduire le ruissellement des néonicotinoïdes dans les plans d'eau, à l'aide de bandes de

végétation filtrantes, n'a pu être établie à partir des deux études. Malgré l'absence de réduction quantifiable des risques, l'ARLA continuera d'exiger sur les étiquettes des produits à base de clothianidine les mises en garde standards recommandées concernant l'utilisation de bandes de végétation filtrantes, dans le cadre d'une stratégie d'atténuation des eaux de ruissellement.

5.0 Projet de décision d'examen spécial de la clothianidine

L'évaluation des renseignements scientifiques disponibles concernant les aspects préoccupants a révélé que les produits homologués contenant de la clothianidine visés par cet examen spécial posent des risques pour l'environnement dont l'acceptabilité n'a pas été démontrée. Par conséquent, en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* et compte tenu de l'évaluation des renseignements scientifiques actuellement disponibles, Santé Canada propose de révoquer toutes les utilisations extérieures de la clothianidine sur les cultures vivrières et fourragères (CU 13 et 14), y compris le traitement des semences (CU 10) et sur le gazon (CU 30) sur une période de trois à cinq ans, en tenant compte de la directive d'homologation DIR2018-01, *Politique sur la révocation de l'homologation et la modification de l'étiquette à la suite d'une réévaluation et d'un examen spécial*. L'ARLA étudiera d'autres propositions de gestion des risques, pourvu que ces propositions puissent offrir des niveaux acceptables de protection de l'environnement dans le même délai.

Des mesures d'atténuation supplémentaires peuvent être requises pendant la période d'élimination progressive (annexe VIII).

Le Projet de décision d'examen spécial est ouvert à la consultation publique pendant 90 jours à compter de la date de la présente publication. L'ARLA invite le public à soumettre ses commentaires sur le Projet de décision d'examen spécial pour la clothianidine, y compris les propositions qui permettraient d'approfondir davantage l'évaluation et la gestion des risques. Lorsque l'ARLA aura pris en considération les commentaires et les renseignements reçus au cours de la période de consultation publique, elle publiera une décision finale.

6.0 Prochaines étapes

Avant de prendre une décision d'examen spécial sur la clothianidine, l'ARLA tiendra compte de tous les commentaires reçus du public en réponse au présent document de consultation. Une démarche basée sur les faits scientifiques sera appliquée pour prendre une décision finale concernant la clothianidine. L'ARLA publiera ensuite un document de décision d'examen spécial qui comprendra la décision, les motifs de celle-ci, un résumé des commentaires reçus sur la décision proposée, ainsi que sa réponse à ces commentaires.

Liste des abréviations

<	plus petit que
>	plus grand que
≤	plus petit ou égal
≥	plus grand ou égal
µg	microgramme
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
ASAE	American Society of Agricultural and Biological Engineers
atm	atmosphère
CAS	Chemical Abstracts Service
CD_5	concentration dangereuse estimée qui est censée protéger 95 % d'une espèce dans une distribution de la sensibilité des espèces
CE_{10}	concentration efficace touchant 10 % de la population
CE_{20}	concentration efficace touchant 20 % de la population
CEE	concentration estimée dans l'environnement
CL_{10}	concentration létale pour 10 % de la population
CL_{50}	concentration létale médiane
cm	centimètre
CMEO	concentration minimale entraînant un effet observé
CPO	cinétique de premier ordre
CSENO	concentration sans effet nocif observé
CSEO	concentration sans effet observé
DSE	distribution de sensibilité des espèces
É.-T.	écart-type
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
EVOI	équation de vitesse d'ordre indéterminé
FA	fraction des espèces affectée
g	gramme
h	heure
ha	hectare
Hg	mercure
IC	intervalle de confiance
IUPAC	Union internationale de chimie pure et appliquée
j	jour
K_{co}	coefficient de partage carbone organique-eau
K_d	coefficient de partage sol-eau
kg	kilogramme
K_{oc}	coefficient de partage *n*–octanol-eau
L	litre
LD	limite de détection
LQ	limite de quantification
m	mètre
mg	milligramme
mm	millimètre
MPT	moyenne pondérée dans le temps

N	taille de l'échantillon (nombre)
NC	non calculé
ND	non détecté
ng	nanogramme
p.a.	principe actif
p.s.	poids sec
PAQT	principe actif de qualité technique
PC	préparation commerciale
pK_a	constante de dissociation
ppb	parties par milliard
ppm	parties par million
QR	quotient de risque
S.O.	sans objet
sp.	espèce (singulier)
spp.	espèces (pluriel)
$t_{1/2}$	demi-vie
TD_{50}	temps de dissipation à 50 % (temps requis pour observer une diminution de 50 % de la concentration)
TD_{90}	temps de dissipation à 90 % (temps requis pour observer une diminution de 90 % de la concentration)
UTEU	usine de traitement des eaux usées
UV	ultraviolet

Annexe I — Produits homologués contenant de la clothianidine en date de mai 2018 et qui sont visés par le présent examen spécial, sauf les produits abandonnés ou ayant fait l'objet d'une demande d'abandon

Numéro d'homologation	Catégorie de mise en marché	Titulaire	Nom du produit	Type de préparation	Garantie
27445	Principe actif de qualité technique	Sumitomo Chemical Company Inc.	Clothianidine insecticide technique	Solide	Clothianidine 97,5 %
27449	Usage commercial	Bayer CropScience Inc.	Insecticide Titan	Suspension	Clothianidine 600 g/L
27453		Bayer CropScience Inc.	Insecticide Poncho 600 FS pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 600 g/L
27564		Bayer CropScience Inc.	Prosper FL suspension insecticide-fongicide pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 120 g/L; carbathiine 56 g/L; thirame 120 g/L; métalaxyl 4 g/L
28975		Valent Canada Inc.	Insecticide Nipsit Inside 600	Suspension	Clothianidine 600 g/L
29158		Bayer CropScience Inc.	Prosper T 200 suspension insecticide-fongicide pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 142,8 g/L; carbathiine 50 g/L; trifloxystrobine 7,14 g/L; métalaxyl 5,36 g/L
29159		Bayer CropScience Inc.	Prosper FX suspension insecticide-fongicide pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 285,7 g/L; carbathiine 50 g/L; trifloxystrobine 7,14 g/L; métalaxyl 5,36 g/L
29382		Valent Canada Inc.	Insecticide Clutch 50 WDG	Granulés hydro-dispersibles	Clothianidine 50 %
29383		Valent Canada Inc.	Insecticide Arena 50 WDG	Granulés hydro-dispersibles	Clothianidine 50 %
29384		Valent Canada Inc.	Insecticide Clothianidine	Granulés hydro-dispersibles	Clothianidine 50 %
30362		Bayer CropScience Inc.	Emesto Quantum	Suspension	Clothianidine 207 g/L; penflufène 66,5 g/L
30363		Bayer CropScience Inc.	Prosper Evergol	Suspension	Clothianidine 290 g/L; trifloxystrobine 7,15 g/L; penflufène 10,7 g/L; métalaxyl 7,15 g/L
30972		Bayer CropScience Inc.	Sepresto 75 WS	Poudre mouillable	Clothianidine 56,25 %; imidaclopride 18,75 %
31355		Valent Canada Inc.	Traitement de semences Nipsit Suite Canola	Suspension	Clothianidine 279 g/L; métalaxyl 5,23 g/L; métconazole 1,04 g/L

Numéro d'homologation	Catégorie de mise en marché	Titulaire	Nom du produit	Type de préparation	Garantie
31357		Valent Canada Inc.	Traitement de semences Nipsit Suite Cereals	Suspension	Clothianidine 30,7 g/L; métalaxyl 9,24 g/L; métconazole 4,62 g/L

Annexe II Usages commerciaux homologués de la clothianidine au Canada en date de mai 2018 visés par le présent examen spécial

Catégorie d'utilisation[1]	Site(s)[2,3]	Pesticide(s)[3]	Type de préparation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application unique ou plage de doses[3]	Nombre maximal d'applications par année[3]	Délai minimal d'attente entre les applications (jours)[3]
10	Canola, colza, Carinata, moutarde	Altise	Suspension	Installation commerciale de traitement des semences : équipement de traitement des semences	150 - 406 g p.a./100 kg de semences {canola : 16-32,5 g p.a./ha} {moutarde : 18,3 – 45,5 g p.a./ha} {carinata : 18 – 44,7 g p.a./ha}	1	Sans objet
10	Carotte	Mouche de la carotte	Poudre mouillable	Ces semences ne sont pas traitées au Canada	0,035 - 0,068 g p.a./1 000 semences {31,5 – 275,4 g p.a./ha}	1	Sans objet
	Poireau, oignons (secs)	Mouche de l'oignon, mouche des semis, thrips			0,12 g p.a./1 000 semences {poireau : 46,2 – 92,4 g p.a./ha} {oignons : 57,1 – 117,6 g p.a./ha}		
	Oignons (à botteler)				0,09 g p.a./1 000 semences {176,4 g p.a./ha}		
	Laitue	Pucerons, mineuse			0,6 g p.a./1 000 semences {420 g p.a./ha}		

Catégorie d'utilisation[1]	Site(s)[2,3]	Pesticide(s)[3]	Type de préparation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application unique ou plage de doses[3]	Nombre maximal d'applications par année[3]	Délai minimal d'attente entre les applications (jours)[3]
	Brocoli, chou	Pucerons, altise			0,9 g p.a./1 000 semences {75,6 – 110,3 g p.a./ha}		
	Poivron	Pucerons, mineuse, thrips			0,25 g p.a./1 000 semences {7,5 g p.a./ha}		
	Tomate	Pucerons, mineuse, thrips			0,038 g p.a./1 000 semences {0,6 -14,6 g p.a./ha}		
	Concombre, melon, courge	Pucerons, thrips			0,75 g p.a./1 000 semences {concombre : 13,8 – 150 g p.a./ha} {melon : 2,5 – 4,7 g p.a./ha} {courge : 1,7 – 18,5 g p.a./ha}		
10	Maïs (grande culture, sucré, à éclater)	Chrysomèle des racines du maïs	Suspension	Installation commerciale de traitement des semences : équipement de traitement des semences	1,25 mg p.a./épi {maïs de grande culture : 78,8 – 118,3 g p.a./ha} {maïs sucré : 52,5 – 75,6 g p.a./ha}	1	Sans objet
10	Maïs (grande culture, sucré, à éclater)	Altise du maïs, ver-gris noir, mouche des semis, taupin		Installation commerciale de traitement des semences : équipement de traitement des semences	0,25 – 0,5 mg p.a./épi {maïs de grande culture : 15,8 – 47,3 g p.a./ha} {maïs sucré : 10,5 – 30,3 g p.a./ha}		

Catégorie d'utilisation[1]	Site(s)[2,3]	Pesticide(s)[3]	Type de préparation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application unique ou plage de doses[3]	Nombre maximal d'applications par année[3]	Délai minimal d'attente entre les applications (jours)[3]
		Ver blanc (larves du hanneton européen, hanneton de mai/du Nord, scarabée japonais)			0,25 mg p.a./épi {maïs de grande culture : 15,8 - 23,7 g p.a./ha} {maïs sucré : 10,5 - 15,1 g p.a./ha}		
10	Blé	Taupin	Suspension	Installation commerciale ou à la ferme de traitement des semences : équipement de traitement des semences	10 g p.a./100 kg de semences {6,73 – 17,5 g p.a./ha}	1	Sans objet
10	Pomme de terre	Pucerons, doryphore de la pomme de terre, cicadelles, altise de la pomme de terre	Suspension	Application au sol : équipement de Traitement des plantons	6,2 – 12,48 g p.a./100 kg de semences {119-190 g p.a./ha}	1	Sans objet
		Taupin		Application au sol : Traitement des plantons – système de pulvérisation avec écran	12,48 g p.a./ 100 kg de semences {239-381 g p.a./ha}		
13, 14	Pomme de terre	Doryphore de la pomme de terre, cicadelles	Suspension	Application au sol : raie de semis – rampe de pulvérisation	1,2 – 2 g p.a./100 m de rangée {132,6 – 223,8 g p.a./h} D'après un espacement de rangée de 90 cm		
		Doryphore de la pomme de terre	Granulés hydrodispersibles				
		Pucerons, doryphore de la pomme de terre, cicadelles		Application au sol : pulvérisation foliaire – rampe de pulvérisation Application aérienne : voilure tournante ou fixe	35 – 52,5 g p.a./ha	3	7

Catégorie d'utilisation[1]	Site(s)[2,3]	Pesticide(s)[3]	Type de préparation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application unique ou plage de doses[3]	Nombre maximal d'applications par année[3]	Délai minimal d'attente entre les applications (jours)[3]
14	Groupe de culture 11 : fruits à pépins	Tordeuse orientale du pêcher, carpocapse de la pomme, punaise marbrée		Application au sol : pulvérisation foliaire – pulvérisateur pneumatique	105 – 210 g p.a./ha	2	14
							10
		Pucerons, cicadelles, mineuse			70 – 105 g p.a./ha		
		Psylle du poirier			140 – 210 g p.a./ha		
		Charançon de la prune			105 g p.a./ha		
14	Raisin	Cicadelles		Application au sol : pulvérisation foliaire – pulvérisateur raie de semis (rampe), pulvérisateur pneumatique	50 – 70 g p.a./ha	1	Sans objet
		Phylloxéra de la vigne, cochenille farineuse			70 – 105 g p.a./ha		
		Thrips			70 g p.a./ha		
		Punaise marbrée			105 g p.a./ha		
14	Fraise	Punaise ternenoyau	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire	224 g p.a./ha	1	Sans objet
14	Groupe de culture 12-09 : fruits à noyaux	Tordeuse orientale du pêcher	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire – pulvérisateur pneumatique	105 – 210 g p.a./ha	2	14
							10
		Charançon de la prune			105 g p.a./ha		
		Pucerons, cicadelles			70 – 105 g p.a./ha		
14	Patate douce	Larves : hanneton européen, scarabée japonais, hanneton masqué, hanneton asiatique, scarabée oriental	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation au sol/mouillage – incorporation	224 g p.a./ha	1	Sans objet

Catégorie d'utilisation[1]	Site(s)[2,3]	Pesticide(s)[3]	Type de préparation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application unique ou plage de doses[3]	Nombre maximal d'applications par année[3]	Délai minimal d'attente entre les applications (jours)[3]
14	Groupe de culture 9 : cucurbitacées	Chrysomèle du concombre, perceur de la courge, punaise terne	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire – rampe de pulvérisation	70 g p.a./ha	2	7
		Punaise marbrée			105 g p.a./ha		
30	Gazon	Hanneton européen, scarabée japonais, hanneton masqué, hanneton asiatique, scarabée oriental	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire – rampe de pulvérisation	1,25 – 2,5 g p.a./100 m^2 125 – 250 g p.a./ha	1	Sans objet
		Punaise velue			1,75 – 2,5 g p.a./100 m^2 175 – 250 g p.a./ha		
		Charançon annuel du pâturin			2,75 – 3,5 g p.a./100 m^2 275 – 350 g p.a./ha		
		Calandre du pâturin			2,25 g p.a./100 m^2 225 g p.a./ha		
		Tipule des prairies			2,75 g p.a./100 m^2 275 g p.a./ha		

[1] Catégories d'utilisation (CU) : 10 – Semences et matériel de propagation des végétaux destinés à la consommation humaine et animale; 13 – Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation animale; 14 – Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation humaine, 30 – Surfaces gazonnées.

[2] Les groupes de cultures sont présentés tels qu'ils figurent sur les étiquettes des préparations commerciales et ne sont pas nécessairement identiques aux groupes de cultures figurant sur le site Web « Groupes de cultures et propriétés chimiques de leurs résidus » de Santé Canada : https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/proteger-votre-sante-environnement/pesticides-aliments/groupes-cultures-proprietes-chimiques-residus.html.

[3] Tous les renseignements proviennent des étiquettes des produits homologués.

Annexe III Devenir, toxicité et risques pour les invertébrés aquatiques

Tableau A.3-1 Description du principe actif clothianidine

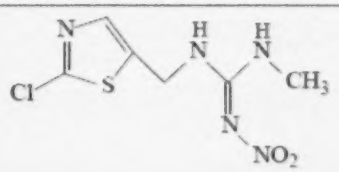
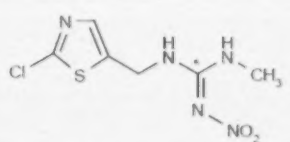
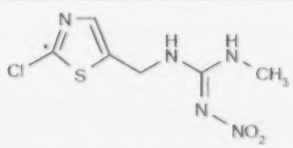
Principe actif	**Clothianidine (Code de développement : TI-435)**	
Fonction	Insecticide	
Nom chimique	Clothianidine	
1. Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC)	(*E*)-1-(2-chloro-1,3-thiazol-5-ylmethyl)-3-methyl-2- nitroguanidine	
2. Chemical Abstract Services (CAS)	[*C*(*E*)]-*N*-[(2-chloro-5-thiazolyl)methyl]-*N*'-methyl-*N*"- nitroguanidine	
Numéro CAS	210880-92-5	
Formule moléculaire	$C_6H_8ClN_5O_2S$	
Masse moléculaire	249,68 g/mol	
Formule développée		
Position des radiomarqueurs dans les études environnementales	 [Nitroimino-^{14}C] clothianidine	 [Thiazolyl-2-^{14}C] clothianidine

Tableau A.3-2 Propriétés physico-chimiques de la clothianidine pertinentes pour l'environnement

Propriété	**Valeur**	**Commentaires[1]**
Solubilité dans l'eau à 20 °C	327 mg/L	Très soluble dans l'eau.
Pression de vapeur	$1,3 \times 10^{-10}$ Pa à 25 °C $3,8 \times 10^{-11}$ Pa à 20 °C (valeur extrapolée)	Non volatile dans les conditions naturelles.
Constante de la loi d'Henry	$9,8 \times 10^{-16}$ atm·m^3 / mole à 25 °C $2,9 \times 10^{-16}$ atm·m^3 / mole à 20 °C	Non volatile à partir de l'eau et des surfaces de sol mouillées.
Ultraviolet (UV) / spectre visible	Maximum de 265,5 nm dans une solution acide et neutre, maximum de 246,0 nm dans une solution basique	Phototransformation minime prévue dans les conditions naturelles.
Coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) à 25 °C	Log K_{oe} 0,7	Faible potentiel de bioaccumulation.
Constante de dissociation (pK_a) à 20 °C	11,09	Dans les conditions acides et neutres, la clothianidine sera dans l'état non dissocié.

Tableau A.3-3 Valeurs estimées du coefficient de partage octanol-eau pour les produits de transformation de la clothianidine à un pH de 7

Produit de transformation	Valeur	Commentaires[1]
MNG	Log K_{oe} = - 0,8	Faible potentiel de bioaccumulation.
TMG	Log K_{oe} = - 1,8	
TZNG	Log K_{oe} = 0,9	
TZMU	Log K_{oe} = 0,8	

1 Source : Résumés de niveau III préparés par le titulaire; ARLA nº 1039673

Tableau A.3-4 Résumé du devenir et du comportement de la clothianidine dans les milieux terrestres

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
Transformation abiotique				
Hydrolyse	Clothianidine	À 25 °C : Stable aux pH 5 et 7. Hydrolyse minimale au pH 9.	Aucun produit de transformation majeur ou mineur identifié aux pH 5 et 7. Les produits de transformation mineurs identifiés au pH 9 étaient le CTNU et le TZMU.	ARLA nº 1194690
Hydrolyse à long terme	Clothianidine	À 25 °C : Hydrolyse négligeable au pH 7 jusqu'à 180 jours.	Aucun produit de transformation majeur n'a été formé. Deux produits de transformation mineurs non identifiés ont été observés.	ARLA nºs 1464605, 1636689
Phototransformation dans le sol	Clothianidine	$t_{½}$ = 8,2 jours (irradiation continue)	Aucun produit de transformation majeur n'a été identifié. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG, le TZMU et le TZU.	ARLA nº 1194678
Phototransformation dans l'air	Clothianidine	Étude non requise – la clothianidine n'est pas volatile.		
Biotransformation[1]				
Biotransformation dans un sol aérobie	Clothianidine	TD_{50} : 144 – 1 646 jours Demi-vie représentative : 144 – 16 100 jours	Modérément persistante à persistante. Toutes les valeurs ont été extrapolées au-delà de la durée de l'essai. Quatre sols ont été étudiés (loam limoneux, silt, sable loameux et loam sableux). - Loam limoneux : Le MNG était un produit de transformation majeur. Les produits de transformation mineurs étaient le NTG, le TZNG et le TZMU. - Silt : Le MNG et le TZNG ont été considérés comme des produits de transformation majeurs probables (près de 10 % de la dose appliquée et les concentrations continuaient d'augmenter). Les produits de transformation mineurs probables	ARLA nº 1194671

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
			étaient le NTG et le TZMU. - Loam sableux et sable loameux : Aucun produit de transformation majeur n'a été formé autre que le CO_2 en raison de la dégradation plus lente. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le NTG, le TZNG et le TZMU.	
	Clothianidine	TD_{50} : 542 – 5 357 jours. Demi-vie représentative : 542 – 5 357 jours	Persistante. Toutes les valeurs ont été extrapolées au-delà de la durée de l'essai. Six sols ont été étudiés (loam, sable, 2 sols de loam limoneux et 2 sols de sable loameux). - Aucun produit de transformation majeur n'a été formé dans l'un ou l'autre des sols étudiés. Les produits de transformation mineurs étaient le TZNG et le TZMU.	ARLA nº 1194675
	Clothianidine	TD_{50} : 235 jours. Demi-vie représentative : 1 490 jours	Persistante. Toutes les valeurs ont été extrapolées au-delà de la durée de l'essai. Loam sableux sol. - Aucun produit de transformation majeur n'a été formé, sauf le CO_2. Le seul produit de transformation mineur identifié était le TZNG.	ARLA nº 2741626
	Clothianidine	TD_{50} : 258 jours. Demi-vie représentative : 317 jours	Persistante. Toutes les valeurs ont été extrapolées au-delà de la durée de l'essai. Sable loameux. - Aucun produit de transformation majeur n'a été formé, sauf le CO2. Aucun produit de transformation mineur n'a été identifié.	ARLA nº 2741629
	Clothianidine	TD_{50} : 1 910 jours. Demi-vie représentative : $2{,}2 \times 10^7$ jours	Persistante. Toutes les valeurs ont été extrapolées au-delà de la durée de l'essai. Sable loameux. - Aucun produit de transformation majeur n'a été formé. Les produits de transformation mineurs comprenaient le CO_2 et le TZNG.	ARLA nº 2741625

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
	Clothianidine	TD_{50} : 11 – 204 jours Demi-vie représentative : 139 – 263 jours	Non persistante à persistante. Il s'agissait d'une étude combinée de dégradation dans un sol aérobie et d'adsorption dans le sol en fonction du temps, sur 120 jours. Quatre sols ont été étudiés (loam limoneux, 2 sols de loam sableux, loam argileux). - Loam limoneux : Le TZMU était un produit de transformation majeur, ainsi que le CO_2. Les produits de transformation mineurs étaient le TZNG, le MNG, le TMG, le NTG et le TZFA. - Loams sableux n^{os} 1 et 2 et loam argileux : Aucun produit de transformation majeur n'a été formé, sauf le CO_2. Les produits de transformation mineurs étaient le TZNG, le MNG, le TZMU, le TMG, le NTG et le TZFA.	ARLA n° 2739670
	MNG	TD_{50} : 71 – 113 jours Demi-vie représentative : 82 – 220 jours	Modérément persistante. Trois sols (loam sableux, loam limoneux, loam).	ARLA n° 1194679
	TZNG	TD_{50} : 53 – 133 jours Demi-vie représentative : 91 – 355 jours	Modérément persistante. Trois sols (loam sableux, loam limoneux, loam).	ARLA n° 1194681
Biotransformation dans un sol anaérobie	Clothianidine	Voir la section sur la biotransformation dans les systèmes anaérobies eau/sédiments.		
Mobilité[2]				
Adsorption / désorption dans le sol	Clothianidine	K_d adsorption = 0,52 – 4,14 K_{oc} adsorption = 84 – 345	Mobilité modérée à élevée. Cinq sols. Une évaluation du lessivage avait été précédemment réalisée pour la clothianidine (ERC2001-01), et comprenait l'information suivante : - IUES[3] de 3,75 – 6,52 (substance pouvant probablement être lessivée) - La plus part des critères de Cohen[4] sont respectés.	ARLA n° 1194682
	Clothianidine	K_d adsorption = 1,51 – 15,8 K_{oc} adsorption = 68 – 80	Mobilité élevée. Trois sols, avec deux échantillons répétés pour chacun (loam, loam limoneux et sol humifère).	ARLA n° 2741630
	Clothianidine	K_d adsorption = 0,87 – 7,43 K_{oc} adsorption = 60 – 293	Mobilité modérée à élevée. Six sols (loam sableux, argile, sable, loam sableux, loam et loam limoneux).	ARLA n° 2741627
	Clothianidine	K_d adsorption = 0,57 K_{oc} adsorption = 63,5	Mobilité élevée. Un sable loameux	ARLA n° 2757917

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
	Clothianidine	Sorption dépendante du temps (temps d'incubation jusqu'à 99 jours) : au fil de l'étude, la valeur K_{oc} a augmenté d'un facteur de 2,1 – 3,5.	La sorption de la clothianidine augmente avec le temps de résidence dans le sol.	ARLA nº 1194683
		Sorption dépendante du temps (temps d'incubation jusqu'à 120 jours) : au fil de l'étude, la valeur K_{oc} a augmenté d'un facteur de 2,6 – 3,7.	La sorption de la clothianidine augmente avec le temps de résidence dans le sol. Quatre sols ont été étudiés (loam limoneux, 2 sols de loam sableux, loam argileux).	ARLA nº 2739670
	MNG	K_d adsorption = 0,02 – 0,31 K_{oc} adsorption = 5,2 – 28	Mobilité très élevée. Cinq sols.	ARLA nº 1194684
	TZNG	K_d adsorption = 0,5 – 4,7 K_{oc} adsorption = 205 – 432	Mobilité modérée. Cinq sols.	ARLA nº 1194685
	TZMU	K_d adsorption = 0,12 – 1,0 K_{oc} adsorption = 46 – 96	Mobilité élevée à très élevée. Cinq sols.	ARLA nº 1194686
	TMG	K_d adsorption = 2,4 – 39 K_{oc} adsorption = 525 – 6159	Mobilité faible à immobilité. Cinq sols.	ARLA nº 1194687
Lessivage sur colonne avec semences traitées	Clothianidine	Semences de maïs traitées plantées dans une colonne de sol : À mesure que la radioactivité diminuait dans les semences traitées au fil de l'étude de 16 semaines, la radioactivité augmentait dans le sol (maximum dans le sol : 76,2 % de la dose appliquée après 8 semaines) et dans la matière végétale (maximum dans les racines + plante : 6,58 % de la dose appliquée après 16 semaines, et elle continuait d'augmenter). Le TD_{50} dans le sol a été estimé à 165 jours. La quantité maximale de radioactivité appliquée observée dans le lixiviat était de 0,05 %. Une valeur cumulative de 0,17 % de la radioactivité appliquée a été lessivée. La clothianidine était le principal résidu dans le lixiviat, pour un maximum de 0,055 % de la radioactivité appliquée. Le TZMU et un produit polaire non identifié représentaient 0,014 % et 0,016 % de la radioactivité appliquée, respectivement.		ARLA nºs 1464604, 1636690

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
Mouvement à partir de semences traitées	Clothianidine	Cette étude visait à l'origine à approfondir une évaluation des risques pour les oiseaux et les mammifères, mais on a estimé qu'elle pouvait fournir de l'information sur le devenir de la clothianidine sur les semences traitées. Des grains de maïs ont été traités à raison de 2,0 mg p.a./semence et les grains ont été semés selon les pratiques agricoles normales : Au stade de développement foliaire de 2 à 3 feuilles, 3-45 ppm s'étaient déplacées des semences au feuillage, et 106-630 ppm étaient demeurées dans la semence. Dans une autre expérience, on a déterminé que 5 471-6 640 ppm de clothianidine étaient présentes sur les semences immédiatement après le traitement, lorsqu'elles étaient traitées à raison de 2,0 mg p.a./semence. Compte tenu des différences entre la deuxième plage de concentration et celle qui a été récupérée dans les semences, on peut présumer qu'une partie importante de la clothianidine a été transférée des semences au sol dans la première expérience (interprétation proposée par l'examinateur; non vérifiée par une étude).		ARLA nº 1194863
Études sur le terrain				
Dissipation au champ dans des conditions pertinentes pour le Canada : Ontario	TI-435 FS 600 (595 g p.a./L)	Une application par pulvérisation à raison de 600 g p.a./ha sur un sol nu, incorporation. D'après les résidus dans le profil pédologique total : TD_{50} = 351 jours TD_{90} = 1 166 jours Demi-vie représentative : 351 jours	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG, le TZMU et le TMG (il est à noter que le dernier produit de transformation n'a pas été observé dans les études de laboratoire; cet aspect n'est pas traité dans le rapport d'étude ni dans l'examen original). On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car environ 80 % et 31 % des résidus étaient demeurés dans le sol après 9 mois (aucune mesure à 4 mois, ce qui aurait représenté la fin d'une saison de croissance pour les cultures comme le canola et le maïs) et deux ans, respectivement. Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 30 cm. Aucun produit de transformation n'a été détecté à plus de 15 cm.	ARLA nº 1194854
Dissipation au champ dans des conditions pertinentes pour le Canada : Saskatchewan	TI-435 FS 600 (595 g p.a./L)	Une application par pulvérisation à raison de 243 g p.a./ha sur un sol nu, incorporation. Les valeurs TD_{50} et TD_{90} n'ont pu être calculées, en raison d'une dissipation limitée.	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG et le TMG (il est à noter que le dernier produit de transformation n'a pas été observé dans les études de laboratoire; cet aspect n'est pas traité dans le rapport d'étude ni dans l'examen original). On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car 91 % et 80 % des résidus de clothianidine étaient demeurés dans le sol après quatre mois et deux ans, respectivement.	ARLA nº 1194855

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
			Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 45 cm*. Aucun produit de transformation n'a été détecté à plus de 15 cm. *Bien que l'information dans le REG2004-06 indique que la clothianidine n'était pas lessivée à plus de 30 cm, les résultats de l'étude indiquent que la clothianidine a été trouvée dans la couche de 30 à 45 cm dans un échantillon, mais à de faibles concentrations.	
Dissipation au champ dans des conditions pertinentes pour le Canada : Dakota du Nord	TI-435 FS 600 (595 g p.a./L)	Une application par pulvérisation à raison de 243 g p.a./ha sur un sol nu, sans incorporation[6]. D'après les résidus dans le profil pédologique total : TD_{50} = 2 033 jours TD_{90} = 6 754 jours Demi-vie représentative : 2 033 jours	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG et le TZMU. On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car > 100 % et 47 % des résidus de clothianidine étaient demeurés dans le sol après quatre mois et deux ans, respectivement. Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 45 cm. Aucun produit de transformation n'a été détecté à plus de 15 cm.	ARLA nº 1194853
Dissipation au champ dans des conditions pertinentes pour le Canada : Washington	TI-435 50 WDG (50 % p.a.)	Une application par pulvérisation à raison de 225 g p.a./ha sur un sol nu, sans incorporation : TD_{50} = 379 jours (demi-vie lente à partir d'une courbe de dissipation biphasique; la demi-vie pour la première phase était inférieure à une journée) TD_{90} = 824 jours Demi-vie représentative : 379 jours	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Le TZMU était le seul produit de transformation mineur. On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car environ 39 %* et 10 % des résidus de clothianidine étaient demeurés dans le sol à la fin de la saison de croissance après quatre mois et deux ans, respectivement. Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 45 cm. Le TZMU n'a pas été détecté à plus de 15 cm.	ARLA nº 1544535
Dissipation au champ sur d'autres sites : Wisconsin	TI-435 FS 600 (595 g p.a./L)	Une application par pulvérisation à raison de 600 g p.a./ha sur un sol nu, incorporation. D'après les résidus dans le profil pédologique total : TD_{50} = 408 jours TD_{90} = 1 355 jours Demi-vie représentative : 408 jours	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG et le TZMU. On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car 89 % et 13 % des résidus de clothianidine étaient demeurés dans le sol à la fin de la saison de croissance (quatre mois) et après deux ans, respectivement. Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 60 cm.	ARLA nº 1194898

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
			Aucun produit de transformation n'a été détecté à plus de 45 cm (pour le TZNG) et 15 cm (pour le MNG et le TZMU).	
Dissipation au champ sur d'autres sites : Ohio	TI-435 FS 600 (595 g p.a./L)	Une application par pulvérisation à raison de 600 g p.a./ha sur un sol nu, sans incorporation[5]. D'après les résidus dans le profil pédologique total : TD_{50} = 447 jours (demi-vie lente à partir d'une courbe de dissipation biphasique; la demi-vie pour la première phase était d'environ 13 jours) TD_{90} = 1 209 jours Demi-vie représentative : 447 jours	Persistante. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Les produits de transformation mineurs étaient le MNG, le TZNG et le TZMU. On s'attend à ce que les résidus de clothianidine aient un effet résiduel à la saison de croissance suivante, car 52 % et 14 % des résidus de clothianidine étaient demeurés dans le sol après quatre mois et deux ans, respectivement. Aucun résidu de clothianidine n'a été détecté à plus de 30 cm. Aucun produit de transformation n'a été détecté à plus de 15 cm.	ARLA nº 1194899
Étude d'accumulation sur plusieurs années : Amérique du Nord	Sans objet (étude de surveillance)	50 champs de maïs dans les États du Midwest et 27 champs de canola dans l'ouest du Canada ont été échantillonnés (pour le sol, le pollen et le nectar); les données d'utilisation de la clothianidine variaient d'un champ à l'autre : Les concentrations maximales de résidus de clothianidine mesurés dans des échantillons répétés de sol provenant de champs de maïs et de canola étaient de 25,5 et 24,1 ng/g (ppb, poids sec), respectivement. Les concentrations maximales de résidus de clothianidine mesurés dans les échantillons répétés de pollen de maïs et de canola étaient de 11,4 et 17,3 ng/g (ppb, poids humide), respectivement; les échantillons de pollen de canola ont cependant été jugés de faible qualité, car ils contenaient des fragments de fleurs. Les résidus de clothianidine mesurés dans les échantillons répétés de nectar de canola atteignaient 2,8 ng/g. Les produits de transformation TZNG et TZMU ont été détectés dans les échantillons répétés de pollen de maïs à des concentrations atteignant 1,0 et 1,3 ng/g, respectivement. Ces produits de transformation n'ont pas été détectés dans le pollen ou le nectar du canola. Dans le maïs, la clothianidine s'accumulait initialement dans le sol et ne semblait plus s'accumuler après environ 4-5 années d'utilisation préalable. Les résidus présentaient une corrélation avec le nombre d'années d'utilisation; ce paramètre pouvait expliquer jusqu'à 25 % de la variabilité des résidus de clothianidine dans le sol lorsque tous les sites étaient pris en considération dans l'analyse, et jusqu'à 40 % lorsque l'on tenait compte seulement des sites où la clothianidine était utilisée depuis 5 ans ou moins. On a constaté une corrélation faible, mais statistiquement significative, de résidus dans les sols avec la teneur en matières organiques, et ce paramètre expliquait environ 16 % de la variabilité. Il n'y avait pas de corrélation avec d'autres propriétés du sol. Les résidus de clothianidine dans le pollen de maïs ne semblaient pas être associés au nombre d'années de traitement ou de concentrations dans le sol. Dans le canola, les résidus de clothianidine dans le sol semblaient augmenter avec le nombre d'années		ARLA nos 2465502 et 2555839

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
		de traitement, même si cette relation n'était pas statistiquement significative. Dans l'ensemble de données sur le canola, il y avait une plage limitée d'années d'utilisation de la clothianidine, et l'interprétation a été compliquée par les diverses utilisations en rotation de semences traitées à la clothianidine et au thiaméthoxame. On n'a observé aucune corrélation avec les propriétés du sol ou d'autres conditions propres aux sites. En outre, les résidus de clothianidine dans le nectar de canola ne présentaient aucune corrélation avec le nombre d'années de traitement ou les concentrations dans le sol.	
Étude d'accumulation sur plusieurs années : Europe	TI-435 600 FS (600 g p.a./L)	Des essais sur le terrain ont été réalisés en Allemagne, en France et en Grande-Bretagne (ces sites sont pertinents pour les conditions canadiennes). Des semences de blé enduites de clothianidine ont été semées à l'automne de chaque année pendant 7 années consécutives et les résidus dans le sol ont été mesurés : Les résidus de clothianidine dans la couche de 0-30 cm augmentaient initialement, puis les concentrations semblaient atteindre un plateau après environ 4-5 ans. Les concentrations maximales de résidus de clothianidine mesurées au printemps lorsque les cultures étaient à l'état végétatif étaient de 30,2 µg/kg (ppb, poids sec; Allemagne, cycle de culture 4), 40,0 µg/kg (France, cycle de culture 5) et 35,1 µg/kg (Grande-Bretagne, cycle de culture 6). Même si la clothianidine se dissipait chaque année, il subsistait néanmoins des résidus dans la couche de sol de 0-30 cm à la fin de chaque cycle de culture, et les résidus s'accumulaient au fil du temps. Les concentrations maximales de résidus mesurées juste après l'ensemencement à l'automne étaient de 13,0 µg/kg (Allemagne, avant l'ensemencement pour le cycle de culture 7), 20,7 µg/kg (France, avant l'ensemencement pour le cycle de culture 6), 20,0 µg/kg (Grande-Bretagne, avant l'ensemencement pour le cycle de culture 6). La clothianidine était lessivée à des profondeurs plus grandes sur certains sites. La concentration maximale de clothianidine mesurée dans la couche de 30-40 cm était de 17,5 µg/kg. Bien que la clothianidine ait été détectée dans la couche de 40-50 cm du sol à certains endroits, les concentrations n'étaient pas quantifiables (entre 2 et 5 µg/kg). Les résidus de TZNG n'étaient généralement pas détectés dans la couche de 0-30 cm et étaient inférieurs au seuil de détection dans tous les échantillons prélevés dans des couches plus profondes. Les concentrations de MNG étaient inférieures au seuil de détection dans tous les échantillons de sol.	ARLA nº 2465501
Lysimètre de terrain	TI-435 200 SC (20 % p.a.)	Pulvérisation sur l'herbe dans un verger de fruits à pépins une fois par année pendant deux ans à environ 160 g p.a./ha; le lysimètre était placé à une profondeur de 1,3 mètre : Au cours de la troisième année de l'étude, la quantité totale de résidus radioactifs dans le sol et dans le lixiviat représentait 43-46 % et 1,1-1,3 % de la radioactivité appliquée, respectivement. Les plantes n'ont pas été analysées. Environ 55 % de la radioactivité appliquée était attribuée aux pertes dues à la minéralisation. La majeure partie des résidus radioactifs totaux dans le sol se trouvait dans les couches supérieures (principalement la couche de 0-10 cm); environ 2 % de la radioactivité appliquée était à plus de 30 cm. Les résidus attribués à la clothianidine dans la couche de 0-10 cm représentaient 30 % de la radioactivité appliquée, et 70 % de la radioactivité dans le sol. Le MNG et le TZNG étaient les	ARLA nº 1194689

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
		principaux produits de transformation trouvés dans le sol, surtout dans la couche de 0-10 cm. La clothianidine n'a pas été détectée dans le lixiviat à aucun des moments d'échantillonnage. Le MNG et le NTG ont été détectés dans le lixiviat.		
	TI-435 70 WS (70 % p.a.)	Application en traitement de semences à raison de 100 g p.a./ha la première année (orge d'hiver) et 137,5 g p.a./ha la deuxième année (blé); lysimètre placé à une profondeur de 1,3 mètre : Au cours de la troisième année de l'étude, la quantité de résidus radioactifs totaux dans le sol, le lixiviat et la culture représentait 59,3 %, moins de 0,3 % et 3,2 % de la radioactivité appliquée, respectivement. Environ 37 % de la radioactivité appliquée a été attribuée à des pertes dues à la minéralisation. La majeure partie des résidus radioactifs totaux dans le sol se trouvait dans les couches supérieures (surtout la couche de 0-20 cm); moins de 2 % de la radioactivité appliquée se trouvait à plus de 30 cm. Les résidus attribués à la clothianidine dans les couches de 0-20 cm représentaient 52 % de la radioactivité appliquée et 87 % de la radioactivité dans le sol. Le TZNG était le principal produit de transformation trouvé dans le sol. La clothianidine ou le TZNG n'ont pas été détectés dans le lixiviat pendant l'étude.		ARLA n° 1194688
Étude prospective des eaux souterraines à petite échelle (résultats préliminaires)	Arena 50 WDG (50 % p.a.)	Une application par pulvérisation généralisée sur le gazon de 450 g p.a./ha (avec du bromure de potassium utilisé comme traceur, appliqué à 100 kg/ha), échantillonné chaque mois à l'aide de lysimètres placés à 3, 6, 9 et 12 pieds sous la surface du sol et dans des puits de surveillance; à ce jour, l'échantillonnage a été réalisé jusqu'à 15 mois après l'application (MAA) : Les résidus de clothianidine dans l'eau interstitielle du sol ont d'abord été observés à 1 MAA (3,21 ppb avec un lysimètre à 3 pieds). Au cours de la période d'échantillonnage de 15 mois, la clothianidine a été observée sporadiquement dans les lysimètres à 3, 6 et 9 pieds (concentration maximale de résidus de 7,51 ppb avec un lysimètre à 3 pieds). À ce jour, aucun résidu quantifiable de clothianidine (LQ de 1,0 ppb) n'a été observé avec les lysimètres à 12 pieds, et aucun résidu détectable n'a été trouvé dans les eaux souterraines. La première présence généralisée du traceur à l'ion bromure dans les lysimètres à 3, 6, 9 et 12 pieds a été observée à 3 MAA.		ARLA n° 2617174

[1] La classification de la persistance relative des pesticides dans les sols est basée sur Goring et coll. (1975). Le TD_{50} provient d'une courbe qui correspond mieux aux données, soit une cinétique de premier ordre (CPO), une cinétique de premier ordre double en parallèle (CPODP) ou une équation à vitesse d'ordre indéterminé (EVOI). La demi-vie représentative est utilisée aux fins de modélisation et est différente du TD_{50} lorsque la diminution n'est pas exponentielle (c.-à-d. la dissipation selon une CPODP ou une EVOI), auquel cas il s'agit d'une approximation prudente de la dissipation de premier ordre.
[2] La classification du potentiel de mobilité dans le sol est basée sur McCall et coll. (1981).
[3] IUES = indice d'ubiquité dans les eaux souterraines, d'après Gustafson (1989).
[4] Étude décrite dans Cohen et coll. (1984).
[5] Les résumés de niveau II pour la clothianidine préparés par le titulaire indiquent que pour tous les sites : « la substance à l'essai a été incorporée à une profondeur de 5-10 cm afin de réduire au minimum l'exposition à la lumière, ce qui serait représentatif des utilisations pour le traitement des semences » (ARLA n° 1039671, p. 373). Cependant, il n'y a aucune preuve d'incorporation dans le sol dans le rapport d'étude pour le Dakota du Nord et l'Ohio.

Tableau A.3-5 Résumé du devenir et du comportement de la clothianidine dans le milieu aquatique

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
Transformation abiotique				
Hydrolyse	Clothianidine	Stable aux pH 5 et 7. Hydrolyse minimale au pH 9.	Aucun produit de transformation majeur ou mineur identifié aux pH 5 et 7. Les produits de transformation mineurs identifiés au pH 9 étaient le CTNU et le TZMU.	ARLA n° 1194690
Phototransformation dans l'eau (tampon stérile)	Clothianidine	$t_{½}$ = 3,1 – 3,4 heures (tampon stérile, irradiation continue)	Radiomarqueur nitroimino : Les produits de transformation majeurs étaient le HMIO, le MG, le MU et le TZMU. Les produits de transformation mineurs étaient le MAI, le MIO, le MIT, le TMG et d'autres produits mineurs non identifiés. Radiomarqueur thiazolyle : Les produits de transformation majeurs étaient le FA, le MIT, le TZMU et le CO_2. Les produits de transformation mineurs étaient le MAI, le TMG et d'autres produits mineurs non identifiés.	ARLA n^{os} 1194126, 1194152 et 1194206
	TZMU	$t_{½}$ = 24-27 jours (irradiation continue)	Valeurs calculées d'après les résultats d'une étude définitive sur la clothianidine. Aucun calcul de demi-vie n'a été réalisé pour le MG et le MU, car on s'attend à ce que ces produits soient photostables, d'après leur spectre d'absorption UV, et également parce qu'aucune dissipation de ces composés n'a été observée dans les échantillons irradiés.	ARLA n^{os} 1194126 et 1194152
	HMIO	$t_{½}$ = 9,5 jours (irradiation continue)		
	MIT	$t_{½}$ = 6 jours (irradiation continue)		
	FA	$t_{½}$ = 10 jours (irradiation continue)		

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
Phototransformation dans l'eau (eau naturelle)	Clothianidine	$t_{½}$ = 25-28 heures (cycle de lumière solaire naturelle : 9 h de lumière, 15 h de noirceur)	On a jugé que cette étude fournissait des renseignements complémentaires (ces données ne sont habituellement pas requises). Transformation minime chez les témoins à la noirceur, ce qui indique que la phototransformation est la voie prédominante de transformation dans l'eau non stérile. Radiomarqueur nitroimino : Les produits de transformation majeurs étaient le HMIO, le MG et le MU. Les produits de transformation mineurs étaient le MAI, le MIO, le MIT, le TMG, le TZMU, le CO_2 et d'autres produits mineurs non identifiés. Radiomarqueur thiazolyle : Les produits de transformation majeurs étaient le FA, le CTCA, le MAI, le TMG, l'urée et le CO_2. Les produits de transformation mineurs étaient le MIT, le TZMU et d'autres produits mineurs non identifiés. La plupart des produits de transformation s'étaient dissipés à la fin de l'étude. Cependant, la concentration de MG a continué d'augmenter et d'autres produits comme le MU et le TZMU ne présentaient pas une diminution manifeste à la fin de l'étude.	ARLA nos 1194139 et 1194195
Biotransformation[1]				
Biotransformation dans l'eau aérobie	Clothianidine	Eau d'étang, pas de sédiments : TD_{50} > 181 jours, valeur extrapolée à 2 085 jours	Persistante. Plus de 85 % du composé d'origine était présent à la fin de l'étude. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé. Un produit de transformation mineur non identifié a été observé.	ARLA no 1194208
Biotransformation dans un système eau-sédiments aérobie	Clothianidine	Système eau d'étang/sédiments loameux : TD_{50} = 21 – 42 jours (eau), 486 jours (sédiments), 61 – 230 jours (système entier) Demi-vie représentative : 158 jours (eau) et 97 jours (système entier)	Modérément persistante à persistante dans le système entier. Le TMG était le seul produit de transformation majeur; il a été trouvé presque entièrement dans les sédiments. Le TZMU était le seul produit de transformation mineur. Les demi-vies pour le système entier ont été extrapolées au-delà de la durée de l'étude; 60-72 % du composé d'origine était présent à la fin de l'étude (120 jours).	ARLA no 2491176

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
	Clothianidine	Système eau d'étang/sédiments loameux : TD_{50} = 9 jours (eau), 36 jours (sédiments), 25 jours (système entier) Demi-vie représentative : 25 jours (eau) et 57 jours (système entier) Système eau de lac/sédiments de loam sableux : TD_{50} = 19 jours (eau), 98 jours (sédiments), 52 jours (système entier) Demi-vie représentative : 56 jours (eau) et 131 jours (système entier)	Légèrement à modérément persistante dans le système entier. Le TMG était le seul produit de transformation majeur; il a été trouvé dans les sédiments.	ARLA n° 1194209
	Clothianidine	Système cours d'eau/sédiments grossiers : TD_{50} = 23,1 jours (eau), 59,6 jours (sédiments), 45,2 jours (système entier) Demi-vie représentative : 34,4 jours (eau), 79,7 jours (sédiments) et 45,2 jours (système entier) Système eau d'étang/sédiments fins : TD_{50} = 10,9 jours (eau), 18,5 jours (sédiments), 25,1 jours (système entier) Demi-vie représentative : 16,5 jours (eau), 18,5 jours (sédiments) et 25,1 jours (système entier)	Légèrement persistante dans le système entier. Le TMG était le seul produit de transformation majeur; il a été trouvé dans les sédiments.	ARLA n° 2744380

Type d'étude	Substance à l'essai	Valeur	Commentaires	Étude
Biotransformation dans un système eau-sédiments anaérobie	Clothianidine	Système eau d'étang/sédiments de loam limoneux en présence d'azote : TD_{50} = 5,0 jours (eau), 25 jours (sédiments), 19 jours (système entier) Demi-vie représentative : 10 jours (eau) et 19 jours (système entier)	Légèrement persistante dans le système entier. Aucun produit de transformation majeur n'a été observé.	ARLA nº 1194210
Études sur le terrain				
Étude en mésocosme d'eau douce à l'extérieur	TI-435 50 WG (49,3 % p.a.)	Seul le volet devenir de l'étude a été examiné à ce jour. Les étangs artificiels contenant 3 500 à 4 200 litres d'eau (profondeur de 1,1 m) et une couche de 10 cm de loam limoneux naturel / sédiments loameux ont reçu une pulvérisation de 0,10, 0,32, 1,0, 3,2 et 10 µg p.a./L (dose nominale; il est à noter que la dose maximale d'essai aurait été équivalente à une CEE dans 80 cm d'eau à la suite d'une pulvérisation directe à raison d'environ 80 g p.a./ha, ce qui est de beaucoup inférieur aux doses saisonnières de clothianidine et également plus faible que la plupart des doses d'application uniques) : La concentration dans l'eau d'étang diminuait de façon continue dans tous les étangs d'essai. TD_{50} = 8,9 – 24 jours (moyenne de 16,4 jours). TD_{90} = 70 – 98 jours. À la dose d'essai maximale, les concentrations dans les sédiments augmentaient jusqu'aux jours 28-42, puis diminuaient. TD_{50} = 46 jours. TD_{90} = 153 jours. Les taux de dissipation n'ont pu être déterminés à d'autres concentrations d'essai. À la concentration d'essai maximale, le TD_{50} pour le système entier était de 54 jours. TD_{90} = 179 jours.	ARLA nº 1636641
[1] La classification de la persistance relative des pesticides dans l'eau est basée sur McEwen et Stephenson, 1979. Le TD_{50} provient d'une courbe qui correspond mieux aux données, soit une cinétique de premier ordre (CPO), une cinétique de premier ordre double en parallèle (CPODP) ou une équation à vitesse d'ordre indéterminé (EVOI). La demi-vie représentative est utilisée aux fins de modélisation et est différente du TD_{50} lorsque la diminution n'est pas exponentielle (c.-à-d. la dissipation selon une CPODP ou une EVOI), auquel cas il s'agit d'une approximation prudente de la dissipation de premier ordre.				

Tableau A.3-6 Information sur le devenir de la clothianidine d'après la littérature scientifique

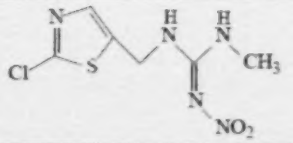
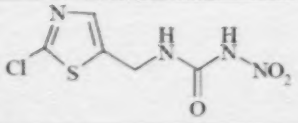
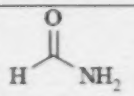
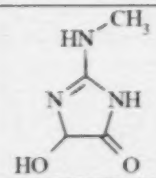
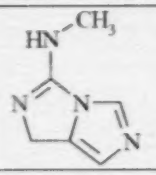
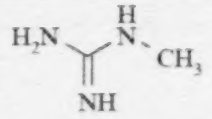
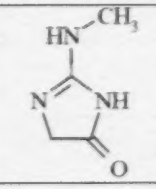
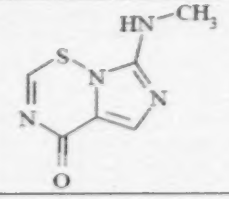
Type d'information	Valeur	Commentaires	Référence
Propriétés physico-chimiques			
Solubilité dans l'eau	340 mg/L	Source originale : base de données sur les propriétés des pesticides (http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm)	Mention dans Bonmatin et coll. (2014) (ARLA nº 2545407)
Log K_{oo}	0,905		
pK_a	11,1		
Transformation abiotique			

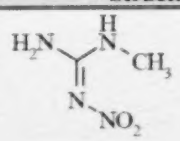
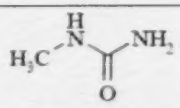
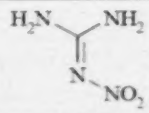
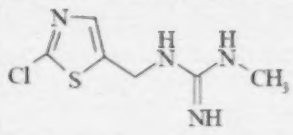
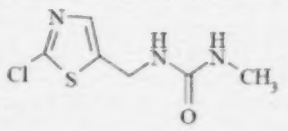
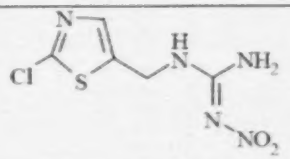
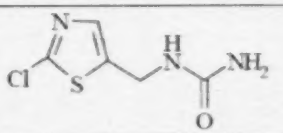
Type d'information	Valeur	Commentaires	Référence
Photolyse en milieu aqueux	TD_{50} = 0,1 jour à stable	Source originale : base de données sur les propriétés des pesticides (http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm) pour la valeur de 0,1 jour. La valeur stable est tirée d'un rapport de l'EPA (2010) : *Environmental fate and ecological risk assessment for the registration of clothianidin for use as a seed treatment on mustard seed (oilseed and condiment) and cotton.* L'examinateur actuel estime que l'énoncé de « stabilité » dans Bonmatin et coll. est une interprétation erronée de l'information fournie dans le rapport de l'EPA. Dans son rapport, l'EPA indique que la demi-vie par photolyse en milieu aqueux était < 1 jour dans des études en laboratoire, mais ajoute que le très faible taux de dissipation qui a été observé dans des études sur le terrain indique que la photolyse n'est probablement pas importante dans la plupart des conditions d'utilisation réelles. Il est possible qu'en raison de cette dernière assertion, Bonmatin et coll. ont cru que la clothianidine dans les systèmes aqueux était stable pour ce qui est de la photolyse.	Mention dans Bonmatin et coll. (2014) (ARLA nº 2545407)
	Stable	Source originale : Peña et coll. 2011. *Persistence of two neonicotinoid insecticides in wastewater, and in aqueous solutions of surfactants et dissolved organic matter.* Chemosphere, 84(4), 464-470 [information trouvée lors de notre recherche dans la littérature] Un examen rapide de l'article susmentionné indique que la clothianidine n'a pas été étudiée dans cette étude (qui portait seulement sur le thiaclopride et le thiaméthoxame).	
Biotransformation			
Biotransformation dans un sol aérobie	TD_{50} = 148 – 7 000 jours	Source originale : Examen réalisé par l'EPA en 2010 de Prosper T400 et Poncho/Votivo [nous croyons qu'il s'agit du document EPA-HQ-OPP-2011-0865-0010]. Les valeurs mentionnées sont tirées d'études qui ont été également examinées par l'ARLA (ARLA nºs 1194671 et 1194675). L'EPA a indiqué une plage de 148 à 1 115 jours dans ces études; la valeur de 7 000 jours mentionnée par Bonmatin et coll. a été arrondie à partir de la valeur de 6 931 jours (séric de sols Fugay; ce résultat n'est habituellement pas inclus par l'EPA, car il y a eu trop peu de dégradation pour pouvoir calculer précisément une demi-vie). Dans le cadre de la présente réévaluation, l'ARLA a recalculé les valeurs TD_{50} en se basant sur une méthode actualisée et a obtenu une plage de 144 – 5 357 jours. Bonmatin cite également Goulson 2013 [*An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides.* J Appl Ecol 50(4) :977-987] comme source pour l'information sur la demi-vie. Les valeurs dans Goulson sont tirées de diverses sources, y compris le rapport de l'EPA susmentionné. Pour la clothianidine, une plage de 148 – 6 931 jours est rapportée.	Mention dans Bonmatin et coll. (2014) (ARLA nº 2545407)

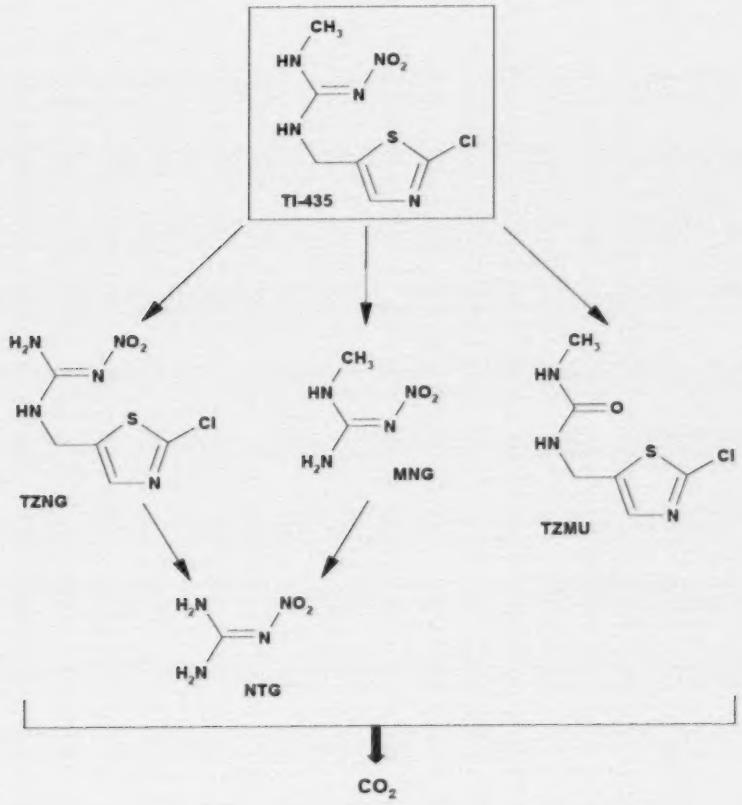
Type d'information	Valeur		Commentaires	Référence
Biotransformation dans un système eau-sédiments	TD_{50} = 56,4 jours	Source originale : base de (http://sitem.herts.ac.uk/ac	données sur les propriétés des pesticides ru/ppdb/en/index.htm)	Mention dans Bonmatin et coll. (2014) (ARLA nº 2545407)
Mobilité				
Indice d'ubiquité dans les eaux souterraines	4,91	Source originale : base de (http://sitem.herts.ac.uk/ac	données sur les propriétés des pesticides ru/ppdb/en/index.htm)	Mention dans Bonmatin et coll. (2014) (ARLA nº 2545407)
Études sur le terrain				
Étude sur plusieurs années : Illinois	Des semences de maïs traitées à la clothianidine à 0,25 ou 0,50 mg p.a./semence ont été plantées tous les deux ans au cours de trois saisons de croissance (rotation maïs-soja-maïs, diverses pratiques de travail du sol) : Au cours de la première rotation maïs-soja (deux premières années de l'étude), les concentrations dans le sol (couche supérieure de 2 cm) ont atteint un maximum d'environ 3 ng/g (ppb, poids sec; valeur approximative à partir d'un graphique) environ deux mois après l'ensemencement, pour ensuite se dissiper à environ 2 ppb, ce qui était similaire aux niveaux de fond mesurés avant le début de l'étude (la clothianidine avait probablement été appliquée sur le champ auparavant; l'historique d'utilisation n'était pas connu). L'auteur a calculé un TD_{50} de 164 jours et un TD_{90} de 543 jours en utilisant les données obtenues avec une dose de traitement élevée. À la dose de traitement faible, les concentrations étaient plus faibles et assez constantes, ce qui a donné un TD_{50} de 955 jours et un TD_{90} de 3 174 jours. Il est à noter que les taux n'ont pas été recalculés par l'évaluateur. Après la deuxième plantation du maïs (troisième et dernière année de l'étude), les concentrations dans le sol ont atteint un maximum de 6,4 ppb au début de l'automne et de 5 ppb à la fin de l'étude, soit à la fin de l'automne. Les résidus de la dernière année étaient en moyenne deux fois plus élevés qu'au cours des années précédentes. La dissipation a été beaucoup plus lente que dans les deux premières années de l'étude; il n'a pas été possible de calculer les taux. Le ruissellement de surface a été recueilli trois à quatre fois chaque année et dans un délai de 24 heures après une pluie. Des concentrations maximales d'environ 400 ng/L (dose faible; valeur approximative établie à partir d'un graphique) et 850 ng/L (dose élevée) ont été observées peu après la plantation au cours de la troisième année de l'étude. Les concentrations maximales dans l'eau, mesurées par des lysimètres installés à une profondeur de 1 mètre, étaient d'environ 100 ng/L (faible dose; valeur approximative établie à partir d'un graphique) et 203 ng/L (dose élevée) et ont été observées à la troisième année de l'étude. À une profondeur d'environ 2 mètres, les concentrations dans l'eau étaient plus faibles (maximum d'environ 60 ng/L; valeur approximative établie à partir d'un graphique). Les concentrations obtenues avec les traitements à dose élevée et faible étaient similaires. Les pratiques de travail du sol ont eu peu ou pas d'effet sur les concentrations de clothianidine. Les sites d'essai se trouvaient dans le comté de Macon, en Illinois (écorégion 8.2 ou 8.3, plans du centre et du sud-est des États-Unis). Même si ces écorégions ne sont pas pertinentes pour le Canada, il est à noter que les champs étaient gelés et recouverts de neige en hiver. L'étude comprend également un volet d'essai biologique qui n'a pas été examiné à ce jour.		De Perre et coll. 2015 (ARLA nº 2712666)

Type d'information	Valeur	Commentaires	Référence
Étude sur plusieurs années : Illinois		Des semences de maïs traitées à la clothianidine à 0,25 mg p.a./semence ont été plantées pendant trois années consécutives dans le même champ dans le centre de l'Illinois en utilisant un régime agricole de plantation continue du maïs, sans labour. On a échantillonné le sol (couche supérieure de 3 cm), l'eau de ruissellement et les sédiments (échantillons prélevés après des précipitations, à l'aide d'échantillonneurs de surface), l'eau interstitielle dans le sol (lysimètre, profondeur de 1 m) et eaux souterraines (puits de 4 m de profondeur, purgés avant l'échantillonnage) : Dans le sol, la concentration moyenne (calculée à partir des données pour les trois ans) était de 24 ng p.a./L à l'émergence du maïs, de 11 ng p.a./L pendant l'état végétatif du maïs, de 9 ng/L au stade de la panicule / premiers stades reproductifs et de 8 ng p.a./L à la fin de la saison de croissance. L'auteur a calculé un TD50 de 20-28 jours dans le sol (l'évaluateur n'a pas recalculé cette valeur). Cependant, la clothianidine ne s'est pas dissipée complètement, car des concentrations résiduelles ont été trouvées dans le sol avant le début de chaque saison de croissance. Dans l'eau de ruissellement, les concentrations moyennes de clothianidine étaient de 232 ng p.a./ha à l'émergence du maïs, de 164 ng p.a./L pendant l'état végétatif du maïs, de 143 ng/L au stade de la panicule / premiers stades reproductifs et de 87 ng/L à la fin de la saison de croissance. Dans les sédiments de ruissellement, les concentrations moyennes de clothianidine étaient de 9 ng p.a./ha à l'émergence du maïs, de 22 ng p.a./L pendant l'état végétatif du maïs, de 3 ng/L au stade de la panicule / premiers stades reproductifs et de 4 ng/L à la fin de la saison de croissance. Dans l'eau interstitielle du sol, les concentrations moyennes de clothianidine étaient de 200 ng p.a./ha à l'émergence du maïs, de 217 ng p.a./L pendant l'état végétatif du maïs, de 166 ng/L à stade de la panicule / premiers stades reproductifs et de 182 ng/L à la fin de la saison de croissance. Dans les eaux souterraines, les concentrations moyennes de clothianidine étaient de 49 ng p.a./ha à l'émergence du maïs, de 67 ng p.a./L pendant l'état végétatif du maïs, de 60 ng/L au stade de la panicule / premiers stades reproductifs et de 67 ng/L à la fin de la saison de croissance.	Whiting et coll. 2014 (ARLA n° 2722304)

Tableau A.3-7 Produits de transformation de la clothianidine observés dans les études du devenir environnemental

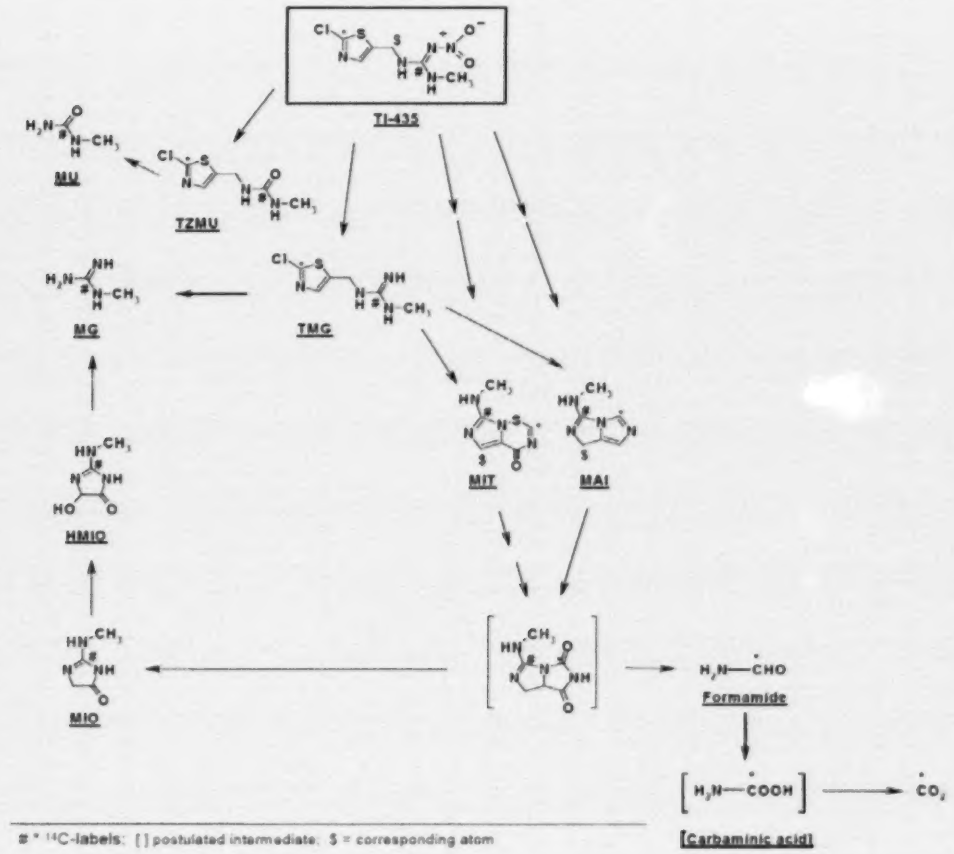
Nom	Structure	Matrice : Processus (détails)
Molécule d'origine :		
Clothianidine		S.O.
Produits de transformation (par ordre alphanumérique de code) :		
CTNU (*N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-N'-nitrourée)		Sol/eau : Hydrolyse (mineur au pH 9) Plante : S.O.
FA (Formamide)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation dans un tampon (majeur, marqueur thiazolyle) Plante : S.O.
HMIO (4-hydroxy-2-méthylamino-2-imidazolin-5-one)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (majeur, radiomarqueur nitroimino) Plante : S.O.
MAI (3-méthylamino-1*H*-imidazo[1,5-c]imidazole)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (mineur, radiomarqueurs nitroimino et thiazolyle) Plante : S.O.
MG (Méthylguanidine)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (majeur, radiomarqueur nitroimino) Plante : Métabolisme (majeur)
MIO (2-méthylamino-2-imidazolin-5-one)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (mineur, marqueur nitroimino) Plante : S.O.
MIT (7-méthylamino-4*H*-imidazo[5,1-*b*][1,2,5]thiadiazin-4-one)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (majeur, radiomarqueur thiazolyle; mineur, radiomarqueur nitroimino) Plante : S.O.

Nom	Structure	Matrice : Processus (détails)
MNG (*N*-méthyl-*N'*-nitroguanidine)		Sol : Phototransformation (mineur) Aérobie (mineur, probablement majeur) Champ (mineur) Eau : S.O. Plante : Métabolisme (majeur)
MU (Méthylurée)		Sol : S.O. Eau : Phototransformation (majeur, radiomarqueur nitroimino) Plante : S.O.
NTG (Nitroguanidine)		Sol : Aérobie (mineur) Eau : S.O. Plante : Métabolisme (mineur)
TMG (*N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-méthylguanidine)		Sol : Champ (mineur) Eau : Phototransformation (mineur, radiomarqueurs nitroimino et thiazolyle) Système eau/sédiments aérobie (majeur, dans les sédiments) Plante : Métabolisme (majeur)
TZMU (*N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-méthylurée)		Sol/eau : Hydrolyse (mineur au pH 9) Sol : Phototransformation (mineur) Aérobie (mineur) Champ (mineur) Eau : Phototransformation (majeur, radiomarqueurs nitroimino et thiazolyle) Système eau/sédiments aérobie (mineur) Plante : Métabolisme (majeur)
TZNG (*N*-(2-chlorothiazol-5-ylméthyl)-*N'*-nitroguanidine)		Sol : Phototransformation (mineur) Aérobie (mineur, probablement majeur) Champ (mineur) Eau : S.O. Plante : Métabolisme (mineur)
TZU (2-chlorothiazol-5-ylméthylurée)		Sol : Phototransformation (mineur) Eau : S.O. Plante : Métabolisme (mineur)



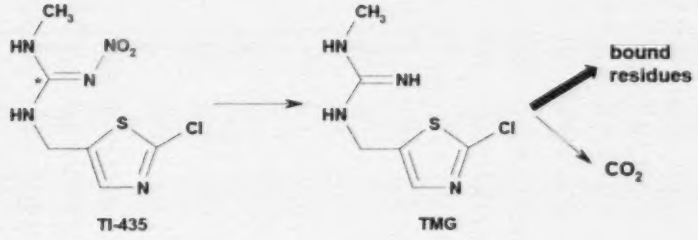
Source : Résumés de niveau III préparés par les titulaires (ARLA nº 1039673)

Figure A.3-1 Voie de transformation proposée pour la clothianidine dans un sol aérobie



Source : Résumés de niveau III préparés par les titulaires (ARLA nº 1039673)

Figure A.3-2 Voie de phototransformation proposée pour la clothianidine dans un tampon stérile



Source : Résumés de niveau III préparés par les titulaires (ARLA nº 1039673)

Figure A.3-3 Voie de transformation proposée de la clothianidine dans un système eau/sédiments aérobie

Tableau A.3-8 Effets de la clothianidine et des préparations commerciales contenant de la clothianidine seulement sur les invertébrés aquatiques

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
Exposition aiguë							
Invertébrés d'eau douce							
Crustacés – Cladocères							
Daphnia magna	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50} 48 h > 119 000 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Toxicité quasi nulle	Non[1]		1194141
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté non indiquée)	CE_{50} 48 h = 109 523	Toxicité quasi nulle	Oui		2538669 (Morrissey et coll. 2015)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 96 %)	CE_{50} 48 h = 25 100 (17 000–37 100) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2713565
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 48 h > 500 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai	Non[1]		2712666 (de Perre et coll. 2015)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99,8 %)	CE_{50} 48 h > 100 000 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Toxicité quasi nulle	Non[1]		2712674
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 67 564 (48 762–98 441) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2712667 (Hayasaka et coll. 2013)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (FS 600 G; pureté de 47,0 %)	CE_{50} 48 h = 91 650 (64 860–129 720) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2713529
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (600 g/L)	CE_{50} 48 h = 2 140 (912–5 040) (mortalité/	Toxicité modérée	Oui		2712665 (Li et coll. 2013)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			immobilisation)				
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (50 WDG G; pureté de 50,3 %)	CE_{50} 48 h = 14 100 (14 000–15 000) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2713564
Daphnia pulex	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 31 448 (20 881–46 463) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2712667 (Hayasaka et coll. 2013)
Daphnia similis	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Poncho SC; garantie non indiquée)	CE_{50} 48 h = 1 740 (1 310–2 320) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité modérée	Oui		2713531
Ceriodaphnia dubia	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 1 691 (1 077–19 844) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité modérée	Oui		2712667 (Hayasaka et coll. 2013)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 48 h > 100 000 (0 % de mortalité)	Toxicité quasi nulle	Non[1]	CE_{50} non disponible (immobilisation non consignée)	2842540 (Raby et coll. 2018)
Ceriodaphnia reticulata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 29 474 (21 076–49 968) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2712667 (Hayasaka et coll. 2013)
Moina macrocopa	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 61 106 (42 582–106 290) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité légère	Oui		2712667 (Hayasaka et coll. 2013)
Crustacés – Amphipodes							
Hyalella azteca	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 96 h = 6,67 (3,88–8,97) (mobilité : difficulté à nager, mouvements absents ou erratiques)	Toxicité très élevée	Oui		2712666 (de Perre et coll. 2015)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			CL_{50} 96 h = 12,5 (9,01–15,8)	Toxicité très élevée	Non[2]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (qualité analytique; pureté non indiquée)	CL_{50} 96 h = 9,68 (7,64–11,8)	Toxicité très élevée	Oui		2712690 (Whiting et Lydy 2015)
	Sous-chronique, 7 j	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CL_{50} 7 j = 1,65 (1,55–1,75)	Toxicité très élevée	Oui		2753706 (ECCC 2017)
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 4,8 (4,1–5,6) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 5,2 (4,4–5,9)	Toxicité très élevée	Non[2]		
Crustacés – Isopodes							
Asellus aquaticus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 67 (43–105) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Caecidotea sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 537,2 (248,0–826,3) (immobilisation)	Toxicité élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 16 085,8 (2636,6 –29 534,9)	Toxicité légère	Non[2]		
Crustacés – Décapodes							
Procambarus clarkii	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 96 h = 59 (6–137) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui	La CL_{50} rapportée comprend la mortalité + l'immobilisation (on peut par conséquent la considérer comme une CE_{50}).	2712686 (Barbee et Stout 2009)
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,7 %)	CE_{50} 96 h = 599 (339–1 048) (mortalité et immobilisation, y compris des mouvements lents,	Toxicité élevée	Oui		2713537

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			une démarche difficile, l'immobilisation au fond et l'absence de réaction à de légères secousses)				
Orconectes propinquus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 805 (509 –1 462)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Mollusques							
Lampsilis fasciola	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CL_{50} 48 h > 478 (mortalité de 5,6 %)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai	Oui[3]		2712688 (Prosser et coll. 2016)
Planorbella pilsbryi	Sous-chronique, 7 j	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CL_{50} 7 j = 4 000 (247–552)	Toxicité modérée	Oui	CL_{10} 7 j = 431 (179 – 682)	2712688 (Prosser et coll. 2016)
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50} 48 h = 21 (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		1194168
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 14 (4–29) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté non indiquée)	CE_{50} 48 h = 29	Toxicité très élevée	Oui		EC 2005
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (FS 600 G)	CE_{50} 48 h = 26,7 (17,1–41,8) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2713530
Chironomus dilutus	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 96 h = 1,85 (1,49–2,29) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui	Les effets sur la mobilité comprenaient la difficulté à nager, et des mouvements absents ou erratiques.	2712666 (de Perre et coll. 2015)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			CL_{50} 96 h = 2,32 (1,97–2,75)	Toxicité très élevée	Non[2]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 3,4 (2,7–5,5) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 11,6 (6,5–16,8)	Toxicité très élevée	Non[2]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CL_{50} 96 h = 5,93 (5,29–6,63)	Toxicité très élevée	Oui		2818524 (Maloney et coll. 2017)
Chrionomus tepperi	Aiguë, 24 h	Clothianidine (TI 435, 200 g p.a./L SC)	CL_{50} 24 h = 5,19 (3,95–6,83)	Toxicité très élevée	Non	Critère d'effet qualitatif. Ne peut être utilisé quantitativement pour une évaluation des risques.	2712705 (Stevens et coll. 2005)
Aedes aegypti	Aiguë, 72 h	Clothianidine (pureté de 98 %)	CL_{50} 72 h = 98 (28–114)	Toxicité très élevée	Non	Critère d'effet qualitatif. Ne peut être utilisé quantitativement pour une évaluation des risques.	2841145 (Ahmed et Matsumura 2012)
Insectes – Trichoptères							
Cheumatopsyche brevilineata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,0 %)	CE_{50} 48 h = 4,44 (4,07–4,87) (mortalité immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2722291 (Yokoyama et coll. 2009)
Cheumatopsyche sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 1 281,0 (423,1–2 138,8)	Toxicité modérée	Non[2]		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CE_{50} 96 h< 108,8 (100 % immobilisation + mortalité à 108,8 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Non[1]		
Insectes – Éphéméroptères							
Cloeon dipterum	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 12 (8–16) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Cloeon sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 3 932,0 (1 044,9–6 833,5)	Toxicité modérée	Non[2]		2842540 (Raby et coll. 2018)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			CE_{50} 96 h < 16,4 (100 % immobilisation + mortalité à 16,4 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Non[1]		
Ephemerella sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 18,5 (13,3–25,7) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 586,9 (415,0–830,0)	Toxicité élevée	Non[2]		
Hexagenia sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CE_{50} 96 h = 24 (13–46) (comportement : nombre d'animaux survivants après 96 h trouvés dans des terriers artificiels)	Toxicité très élevée	Oui		2861091 (Bartlett et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 2 000 (150–26 000)	Toxicité modérée	Non[2]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 5,5 (3,9–7,0) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h > 17 400	Toxicité légère	Non[2]		
Isonychia bicolor	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h > 1 740	Toxicité modérée	Non[1]		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CE_{50} 96 h< 108,8 (100 % immobilisation + mortalité à 108,8 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Oui[3]		
McCaffertium sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 1 328,3 (653,9–2 002,7)	Toxicité modérée	Non[2]		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CE_{50} 96 h < 108,8 (100 % immobilisation +	Toxicité très élevée	Oui[3]		

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
			mortalité à 108,8 µg p.a./L)				
Neocloeon triangulifer	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h/ CL_{50} = 3,5 (2,5–5,0) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
Insectes – Odonates							
Coenagrion sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 14 556,3 (7 632,8–21 479,9)	Toxicité légère	Non[2]		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CE_{50} 96 h < 5 918,8 (100 % immobilisation + mortalité à 5 918,8 µg p.a./L)	Toxicité modérée	Oui[3]		
Lestes unguiculatus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 1 245 (572 – 2 110)	Toxicité modérée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Anax junius	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 1 000 (S.O.)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Plathemis lydia	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 865 (306–2 133)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Insectes – Plécoptères							
Agnetina, Paragnetina sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 1 714,8 (1 105,3–2 324,2)	Toxicité modérée	Non[2]		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CE_{50} 96 h < 300,5 (100 % immobilisation + mortalité à 300,5 µg p.a./L)	Toxicité élevée	Oui[3]		

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
Insectes – Hémiptères							
Trichocorixa sp.	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 48 h = 21,3 (11,7–30,9) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 48 h = 34,8 (17,1–52,5)	Toxicité très élevée	Non[2]		
Belostoma flumineum	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 79 (52–107)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Notonecta undulata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 59 (35–107)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Hesperocorixa atopodonta	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 56 (39–82)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)
Insectes – Coléoptères							
Ancyronyx sp (larves)	Sous-chronique, 7 j	Clothianidine (pureté non indiquée)	CL_{50} 7 j = 50,9 (26,6–97,3)	Toxicité très élevée	Oui		2712690 (Whiting et Lydy 2015)
Dytiscidae sp (adultes)	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 7 (2–14) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Gyrinus sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 41,2 (30,2–52,1) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 62,6 (45,4–79,8)	Toxicité très élevée	Non[2]		
Stenelmis sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 84,9 (60,0–120,0) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 208,0 (136,5–279,4)	Toxicité élevée	Non[2]		
Graphoderus fascicollis	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 2 (1–5)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles et coll. 2017)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
Oligochètes							
Lumbriculus variegatus	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 41,7 (34,9–49,8) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby et coll. 2018)
			CL_{50} 96 h = 177,1 (145,3–207,5)	Toxicité élevée	Non[2]		
Invertébrés marins							
Crustacés – Décapodes							
Mysidopsis bahia	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CL_{50} 96 h = 51	Toxicité très élevée	S.O.		1194202
Mollusques							
Crassostrea virginica	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50} 96 h/ CL_{50} > 129 100 (0 % de réduction de la croissance de la coquille et de la survie)	Toxicité quasi nulle	S.O.		1194203
Exposition chronique							
Invertébrés d'eau douce							
Crustacés – Cladocères							
Daphnia magna	Chronique, 21 j	Clothianidine (pureté de 96 %)	CSEO 21 j, reproduction / mortalité = 120		Oui	CE_{50} 21 j, reproduction = 7 400 (4 480 – 11 000) µg p.a./L; CL_{50} 21 j = 17 300 (5 800 – 228 700) µg p.a./L. L'évaluation, par l'ARLA, de la CSEO pour la reproduction diffère ce celle de l'EPA; CSEO pour la reproduction par EFED (2011) = 42 µg p.a./L.	1194147
Crustacés – Amphipodes							
Hyalella azteca	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CSEO 28 j, croissance = 0,31		Oui	CE_{10} 28 j, croissance = 2,2 (1,8–2,8) µg p.a./L; CE_{50} 28 j, croissance = 3,5 (3,1–3,9) µg p.a./L. L'évaluation, par l'ARLA, de la CSEO pour la croissance diffère de celle des auteurs de l'étude.	2753706 (ECCC 2017)
			CSEO 28 j, mortalité = 1,3		Non[2]	CL_{10} 28 j = 2,0 (1,7–2,5) µg p.a./L; CL_{50} 28 j = 3,4 (3,0–3,8) µg p.a./L.	

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
Mollusques							
Planorbella pilsbryi	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CE_{10} 28 j, croissance = 0,1 (-0,8–1,1)		Oui	CE_{50} 28 j, croissance = 122 (-181–425) µg p.a./L	2712688 (Prosser et coll. 2016)
			CE_{10} 28 j, biomasse = 0,9 (-1,1–3,0)		Non[2]	CE_{50} 28 j, biomasse = 33,2 (3,8–62,6) µg p.a./L	
			CL_{10} 28 j, mortalité = 19,8 (6,5–33)		Non[2]	CL_{50} 28 j, mortalité = 183 (118–248) µg p.a./L	
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Chronique, 28 j	Clothianidine 50 WDG (pureté de 50,3 %)	CSEO 28 j, taux d'émergence = 0,38		Oui	Précédemment rapportée comme une CE_{15} = 0,72 µg p.a./L d'après des concentrations de traitement nominal (ERC2011-01). La CSEO nominale de 0,56 µg p.a./L a été réévaluée d'après les concentrations mesurées moyennes pour les jours 0 et 7.	2713553 (aussi 1194187)
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté de 98 ± 2 %)	CSEO 28 j, émergence/rapport des sexes = 0,55		Oui	CSEO déterminée par l'ARLA, basée sur les concentrations mesurées moyennes aux jours 0 et 7 à traitement nominal de 0,67 µg p.a./L. CE_{50} 28 j, émergence = 1,2 µg p.a./L, traitement nominal.	2712700
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 40 j	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CL_{50} 14 j = 2,41 (1,73–2,83)		Non[2]		2712687 (Cavallero et coll. 2017)
			CE_{20} 40 j, émergence = 0,02 (0,019– 0,036)		Oui	CE_{20} 40 j, émergence = 0,28 (0,20–0,33) µg p.a./L	
			CE_{20} 14 j, biomasse = 0,89 (0,74–0,98)		Non[2]	CE_{50} 14 j, biomasse = 1,83 (1,74–2,08) µg p.a./L	
			CE_{20} 40 j, rapport des sexes = 0,15 (S.O.)		Non[2]	CE_{50} 40 j, rapport des sexes = 0,46 (0,29–1,17) µg p.a./L	
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CE_{20} 28 j, émergence = 0,34 (0,19–0,45)		Non[4]	CE_{50} 28 j, émergence = 0,71 (0,50–0,85) µg p.a./L	2873503 (Maloney et coll. *2018*)
Études avec sédiments traités :							
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau sus-jacente :							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CSEO 10 j, mortalité = 0,45		S.O.	CL_{50} 10 j = 0,99 (0,88–1,1) µg p.a./L	1636640
			CSEO 10 j, poids sec = 0,12			CE_{50} 10 j, poids sec = 1,0 (0,89–1,2) µg p.a./L	

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau interstitielle :							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CSEO 10 j, mortalité = 3,4		S.O.	CL_{50} 10 j = 11 (9,2–13) µg p.a./L	1636640
			CSEO 10 j, poids sec = 1,1			CE_{50} 10 j, poids sec = 12 (9,4–15) µg p.a./L	
Chironomus dilutus	Bioessai pour le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 20 j, survie, croissance = 3,2		S.O.	CE/CL_{50} 20 j > 7,6 µg p.a./L. Les critères d'effet basés sur l'eau sus-jacente n'ont pas été rapportés, en raison du faible taux de récupération dans l'eau sus-jacente.	2615168
	Bioessai pour le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 63 j, émergence = 1,6			CE_{50} 63 j, émergence = 4,8 (3,9–5,8)	
Critères d'effet basés sur les concentrations dans les sédiments :							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CL_{50} 10 j = 400 (340–460) µg p.a./kg p.s.		S.O.		1636640
			CSEO 10 j, mortalité = 140 µg p.a./kg p.s.				
			CE_{50} 10 j, poids sec = 430 (350–520) µg p.a./kg p.s.				
			CSEO 10 j, poids sec = 51 µg p.a./kg p.s.				
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 28 j, émergence = 25 µg p.a./kg p.s.		S.O.	Les taux de récupération étaient faibles et les critères d'effet étaient basés sur les concentrations d'exposition nominales. Les critères d'effet ne peuvent être utilisés quantitativement dans une évaluation des risques, mais on peut les utiliser uniquement comme indication qualitative.	2712695
			CSEO 28 j, émergence = 15 µg p.a./kg p.s.				
Chironomus dilutus	Bioessai pour le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 20 j, survie, croissance = 30 µg p.a./kg p.s.		S.O.	CE/CL_{50} 20 j > 60 µg p.a./kg p.s.	2615168
			CSEO 63 j, émergence = 16 µg p.a./kg p.s.			CE_{50} 63 j, émergence = 42 (35–50) µg p.a./kg p.s.	
Essais en microcosme ou en mésocosme							
Diverses	Chronique,	Clothianidine	CSEO 98 j = 0,54 (populations		S.O.	Une réduction importante du taux d'émergence de	1636641

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
espèces d'invertébrés	98 j	50 WG (pureté de 49,3 %)	d'insectes émergents)			plusieurs espèces d'insectes (Chironominae, Chaoboridae, Orthocladiinae, émergence totale), ainsi que de la densité des larves de chironomidés dans les sédiments. Les effets toxiques importants sur les paramètres des communautés comprenaient l'abondance, la diversité, l'uniformité et la similarité des taxons. Des effets toxiques sur les insectes émergents ont été observés au cours des trois premières semaines suivant l'application de la substance à l'essai. Les chironomidés vivant dans les sédiments ont récupéré aux niveaux des témoins 28 jours après le traitement, et la densité de tous les insectes émergents touchés, ainsi que des paramètres des communautés, était revenue aux niveaux des témoins 77 jours après le traitement. L'abondance des éphéméroptères est insuffisante pour évaluer les effets sur ce groupe sensible d'insectes. La CSEO a été déterminée par l'ARLA comme étant des concentrations MPT en raison de la perte de substance à l'essai au fil du temps dans les mésocosmes.	
	Chronique, 56 j	Clothianidine 50 WG (pureté de 49,2 %)	CSEO 56 j = 0,281 (réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons)		S.O.	La CSEO est basée sur une augmentation significative des larves de *Chaoborus* sp, de la réduction de l'abondance de *Plea* sp (hémiptères) et de la réduction de l'abondance totale d'insectes hémiptères, et une réduction de la richesse des taxons d'insectes émergents. Les effets étaient transitoires et avaient disparu à la fin de l'étude. L'auteur de l'étude a présenté une CSENO de 1,0 µg p.a./L (concentration MPT de l' ARLA = 0,573 µg p.a./L), en se basant sur les effets significatifs suivants observés au niveau de la communauté ou de l'espèce individuelle et aucune récupération n'avait été observée à la fin de l'étude : diminution de l'abondance des insectes *Asellus aquaticus* immatures et juvéniles,	2713555

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Document de référence ARLA n° (publication)
						abondance totale des crustacés et richesse des espèces d'insectes émergents. La CSENO rapportée était de 1,0 µg p.a./L, traitement nominal (0,573 µg p.a./L MPT). L'abondance des éphéméroptères est insuffisante pour évaluer les effets sur ce groupe sensible d'insectes. La CSEO a été déterminée par l'ARLA comme étant des concentrations MPT en raison de la perte de substance à l'essai au fil du temps dans les mésocosmes.	
Invertébrés marins							
Crustacés – Décapodes							
Mysidopsis bahia	Chronique, 39 j	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CSEO 39 j, reproduction = 5,1		S.O.	CE_{50}, reproduction = 7,6 µg p.a./L	1194204
Crustacés – Amphipodes							
Études avec sédiments traités :							
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau sus-jacente :							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 2,03		S.O.	CL_{50} 10 j, mortalité = 3,23 (2,11–4,47) µg p.a./L	2713580
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau interstitielle :							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 11,6		S.O.	CL_{50} 10 j, mortalité = 20,4 (18,3–22,6) µg p.a./L	2713580
Critères d'effet basés sur les concentrations dans les sédiments :							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 5,5 µg p.a./kg p.s.		S.O.	CL_{50} 10 j, mortalité = 8,5 (8,0–9,0) µg p.a./kg p.s.	2713580

S.O. : Sans objet; une DSE n'a pas été établie pour tous ces taxons; [1] Un critère d'effet non borné n'a pas été inclus, car un critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est disponible pour cette espèce ou un taxon similaire d'après une autre étude (selon les lignes directrices de l'EFSA 2013); [2] Un critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est disponible pour la même étude; [3] Un critère d'effet non borné a été inclus, car il représente le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour cette espèce individuelle (selon les lignes directrices de l'EFSA 2013); [4] La CE_{20} 28 j pour *Chironomus dilutus* n'a pas été incluse

dans une moyenne géométrique avec la CE_{20} 40 j pour cette même espèce, car on pense que la différence de toxicité est due à la période d'exposition plus longue dans cette dernière étude. Les études de Cavallaro et coll. (2017) et de Maloney et coll. (2018) ont été réalisées dans le même laboratoire en utilisant les mêmes protocoles.

Tableau A.3-9 Effets des produits de transformation majeurs de la clothianidine sur les invertébrés aquatiques

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg/L)	Degré de toxicité	Commentaires	Référence ARLA n° (publication)
Exposition aiguë						
Invertébrés d'eau douce						
Crustacés – Cladocères						
Daphnia magna	Aiguë, 48 h	TMG (pureté de 95,1 %)	CE_{50} 48 h > 115 200 (50 % immobilisation)	Toxicité quasi nulle		1194142
	Aiguë, 48 h	MNG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h > 100 800 (0 % immobilisation)	Toxicité quasi nulle		1194144
	Aiguë, 48 h	TZNG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h = 64 000 (immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		1194145
Insectes – Diptères						
Chironomus riparius	Aiguë, 48 h	TZMU (pureté de 98,8 %)	CE_{50} 48 h > 101 000 (25 % immobilisation)	Toxicité quasi nulle		1194168
	Aiguë, 48 h	MU (pureté de 98,1 %)	CE_{50} 48 h > 82 000 (20 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		1194168
	Aiguë, 48 h	TZNG (pureté de 98,6 %)	CE_{50} 48 h = 386 (immobilisation)	Toxicité élevée		1194168

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg/L)	Degré de toxicité	Commentaires	Référence ARLA n° (publication)
	Aiguë, 48 h	MNG (pureté de 99,2 %)	CE_{50} 48 h > 101 000 (35 % immobilisation)	Toxicité quasi nulle		1194168
	Aiguë, 48 h	MAI (pureté de 90,0 %)	CE_{50} 48 h > 10 000 (0 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713558
	Aiguë, 48 h	HMIO (pureté de 98,9 %)	CE_{50} 48 h > 10 000 (0 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713557
	Aiguë, 48 h	CTCA (pureté de 98,4 %)	CE_{50} 48 h > 10 000 (0 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713556
	Aiguë, 48 h	MG (pureté de 99,5 %)	CE_{50} 48 h > 10 000 (0 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713559
	Aiguë, 48 h	NTG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h > 10 000 (0 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713560
	Aiguë, 48 h	TZFA (pureté de 97,2 %)	CE_{50} 48 h > 8 760 (3 % immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai		2713561
Exposition chronique						
Invertébrés d'eau douce						

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg/L)	Degré de toxicité	Commentaires	Référence ARLA nº (publication)
Insectes – Diptères						
Chironomus riparius	Chronique, 28 j	TMG (pureté de 98,2 %)	CSEO 28 j, émergence = 47 (concentration d'essai MPT maximale)		Essai limité à 100 µg/L. Valeur précédemment rapportée comme CSEO émergence < 100 µg/L (ERC2011-01). Cependant, dans son examen original, l'ARLA indiquait « Les résultats indiquent que le TMG n'a pas d'effet sur l'émergence de *Chironomus riparius* à des concentrations nominales inférieures à 0,1 mg/L. » [traduction]. L'ARLA a réévalué l'exposition en se basant sur les concentrations moyennes pondérées dans le temps en raison de la perte de substance à l'essai au fil du temps. La MPT de la CSEO révisée = 47 µg/L (concentration maximale d'essai).	1194188
Études avec sédiments traités :						
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau interstitielle :						
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 61 j	TMG (pureté de 79,9 %)	CSEO 20 j, survie = 31			2615169
			CSEO 20 j, croissance = 820 (concentration maximale d'essai) (35 % de réduction du poids sec)		CSEO = 820 µg/L (concentration maximale d'essai)	
			CMEO 61 j, taux d'émergence = 31		CSEO < dose de traitement la plus faible. Réductions du taux d'émergence à la dose de traitement la plus faible = 12,4 et 19,7 % pour les mâles et les femelles, respectivement.	
Critères d'effet basés sur les concentrations dans les sédiments :						
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 61 j	TMG (pureté de 79,9 %)	CSEO 20 j, survie = 450 µg/kg p.s.			2615169
			CSEO 20 j, croissance = 7 300 µg/kg p.s. (concentration maximale d'essai) (35 % de réduction du poids sec)		CSEO = 7 300 µg/kg p.s. (concentration maximale d'essai)	
			CMEO 61 j, taux d'émergence = 450 µg/kg p.s.		CSEO < dose de traitement la plus faible. Réductions du taux d'émergence à la dose de traitement la plus faible = 12,4 et 19,7 % pour les mâles et les femelles, respectivement.	

Tableau A.3-10 Résumé de l'évaluation préliminaire des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques exposés à une plage de doses d'application saisonnières

Organisme	Exposition	Espèce	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	CEE[2] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
Organismes d'eau douce							
Invertébrés	Aiguë	25 espèces d'invertébrés	CD_5 = 1,5	1,1	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**1,5**	**Oui**
					43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**29**	**Oui**
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**35**	**Oui**
	Chronique	5 espèces d'invertébrés	CD_5 = 0,0015	0,0015	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**1 460**	**Oui**
					43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**29 200**	**Oui**
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**35 067**	**Oui**
Espèce d'invertébrés individuelle la plus sensible (pour comparaison par rapport aux valeurs CD_5 de la DSE).	Aiguë	Amphipode *Hyalella azteca*	CL_{50} subchronique 7 j = 1,65	0,83	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**2,7**	**Oui**
					43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**53**	**Oui**
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**64**	**Oui**
	Chronique	Chironomidé *Chironomus dilutus*	CE_{20} 40 j, émergence = 0,020	0,020	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**110**	**Oui**
					43,8 (dose maximale de traitement	**2 190**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèce	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	CEE[2] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
					foliaire)		
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**2 630**	**Oui**
Organismes marins/estuariens							
Mysidacé	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h = 51,0	25,5	2,19 (dose faible de traitement des semences)	0,09	Non
					43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**1,7**	**Oui**
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**2,1**	**Oui**
	Chronique		CSEO 39 j, reproduction = 5,1	5,1	2,19 (dose faible de traitement des semences)	0,43	Non
					43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**8,6**	**Oui**
					52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**10**	**Oui**

[1] Les critères d'effet utilisés dans l'évaluation des risques (ER) à la suite d'une exposition aiguë sont obtenus en divisant la CE_{50} ou la CL_{50} obtenue par l'étude de laboratoire appropriée par un facteur de deux (2) pour les invertébrés aquatiques. La CD_5 est le 5e centile de la distribution de sensibilité des espèces pour les critères d'effet CL_{50} subchronique de 48 – 96 h et 7 j ou CE_{50} (exposition aiguë), ou pour les critères d'effet CSEO 14 – 40 j ou CE_{10}/CE_{20} (exposition chronique).

[2] CEE basée sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm.

Les valeurs en gras indiquent un dépassement du niveau préoccupant (QR = 1).

Tableau A.3-11 Résumé de l'évaluation préliminaire des risques des principaux produits de transformation de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques exposés à la dose d'application saisonnière maximale pour toutes les cultures (dose de traitement des semences de 420 g p.a./ha)

Organisme	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	CEE[2] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
Exposition aiguë							
Invertébrés d'eau douce							
Crustacés – Cladocères							
Daphnia magna	Aiguë, 48 h	TMG (pureté de 95,1 %)	CE_{50} 48 h > 115 200	57 600	43,1	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	MNG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h > 100 800	50 400	24,9	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	TZNG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h > 64 000	32 000	49,6	< 0,01	Non
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Aiguë, 48 h	TZMU (pureté de 98,8 %)	CL_{50} 48 h > 101 000	50 500	43,3	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	MU (pureté de 98,1 %)	CL_{50} 48 h > 82 000	41 000	15,6	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	TZNG (pureté de 98,6 %)	CL_{50} 48 h = 386	193	49,6	0,26	Non
	Aiguë, 48 h	MNG (pureté de 99,2 %)	CL_{50} 48 h > 101 000	50 500	24,9	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	MAI (pureté de 90,0 %)	CE_{50} 48 h > 10 000	5 000	36,3	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	HMIO (pureté de 98,9 %)	CE_{50} 48 h > 10 000	5 000	27,2	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	CTCA (pureté de 98,4 %)	CE_{50} 48 h > 10 000	5 000	34,4	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	MG (pureté de 99,5 %)	CE_{50} 48 h > 10 000	5 000	15,4	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	NTG (pureté de 99,0 %)	CE_{50} 48 h > 10 000	5 000	21,9	< 0,01	Non
	Aiguë, 48 h	TZFA (pureté de 97,2 %)	CE_{50} 48 h > 8 760	4 380	47,6	0,011	Non
Exposition chronique							
Invertébrés d'eau douce							
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Chronique, 28 j	TMG (pureté de 98,2 %)	CSEO 28 j, émergence ≥ 47	47	43,1	≤ 0,92	Non

[1] Les critères d'effet utilisés dans l'évaluation des risques (ER) à la suite d'une exposition aiguë sont obtenus en divisant la CE_{50} ou la CL_{50} obtenue par l'étude de laboratoire appropriée par un facteur de deux (2) pour les invertébrés aquatiques.

[2] CEE basée sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm. Les CEE pour les produits de transformation sont basées sur la CEE maximale de clothianidine selon l'évaluation préliminaire pour la dose de traitement des semences de légumes de 420 g p.a./ha = 52,6 µg p.a./L clothianidine. Les CEE pour les produits de transformation individuels sont ajustées selon le rapport des masses moléculaires par rapport à la clothianidine. Par exemple, la CEE dans 80 cm pour le TMG = 52,6 µg p.a./L clothianidine × (204,7 g/mol TMG / 249,7 g/mol clothianidine) = 43,1 µg/L TMG.

Tableau A.3-12 Évaluation approfondie des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après des niveaux prévus de dérive de la pulvérisation

Organisme	Exposition	Espèce	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	CEE[2] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
Organismes d'eau douce							
Invertébrés	Aiguë	37 espèces d'invertébrés	CD_5 = 1,5	1,5	4,9 (pulvérisateur agricole)	**3,2**	**Oui**
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**13**	**Oui**
					4,8 (équipement aérien)	**3,3**	**Oui**
	Chronique	5 espèces d'invertébrés	CD_5 = 0,0015	0,0015	4,9 (pulvérisateur agricole)	**3 212**	**Oui**
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**12 975**	**Oui**
					4,8 (équipement aérien)	**3 293**	**Oui**
Espèce d'invertébrés individuelle la plus sensible (pour comparaison par rapport aux valeurs CD_5 de la DSE).	Aiguë	Amphipode *Hyalella azteca*	CL_{50} subchronique 7 j = 1,65	0,83	4,9 (pulvérisateur agricole)	**5,8**	**Oui**
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**24**	**Oui**
					4,8 (équipement aérien)	**6,0**	**Oui**
	Chronique	Chironomidé *Chironomus dilutus*	CE_{20} 40 j, émergence = 0,020	0,020	4,9 (pulvérisateur agricole)	**241**	**Oui**
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**973**	**Oui**
					4,8 (équipement aérien)	**247**	**Oui**
Essais en microcosme ou en mésocosme							
Invertébrés	Chronique	Insectes émergents et crustacés	CSEO 56 j = 0,281 (réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons)	0,281	4,9 (pulvérisateur agricole)	**17**	**Oui**
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**69**	**Oui**
					4,8 (équipement aérien)	**18**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèce	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	CEE[2] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
Organismes marins/estuariens							
Mysidacé	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h = 51,0	25,5	4,9 (pulvérisateur agricole)	0,19	Non
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	0,76	Non
					1,7 (équipement aérien)[3]	0,07	Non
	Chronique		CSEO 39 j, reproduction = 5,1	5,1	4,9 (pulvérisateur agricole)	0,94	Non
					19,5 (pulvérisateur pneumatique)	**3,8**	**Oui**
					1,7 (équipement aérien)[3]	0,33	Non

[1] Les critères d'effet utilisés dans l'évaluation des risques (ER) à la suite d'une exposition aiguë sont obtenus en divisant la CE_{50} or CL_{50} obtenue par l'étude de laboratoire appropriée par un facteur de deux (2) pour les invertébrés aquatiques. La CD_5 est le 5e centile de la distribution de sensibilité des espèces pour les critères d'effet CL_{50} subchronique de 48 – 96 h et 7 j ou CE_{50} (exposition aiguë), ou pour les critères d'effet CSEO 21 – 40 j ou CE_{10} (exposition chronique).

[2] Les CEE sont basées sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm et sur les doses d'utilisation cumulatives maximales pour chaque méthode d'application : équipement aérien – 3 × 52,5 g p.a./ha (pommes de terre) avec intervalle d'application de 7 j et $t_{1/2}$ au 80e centile = 141 j, CEE = 19,0 µg p.a./L; pulvérisation pneumatique = 1 × 210 g p.a./ha (p. ex., fruits à pépins), CEE = 26,3 µg p.a./L; pulvérisateur agricole = 1 × 350 g p.a./ha (gazon), CEE = 43,8 µg p.a./L. Les CEE ont ensuite été ajustées en fonction d'un dépôt prévu par dérive de pulvérisation 1 m sous le vent : pulvérisateur agricole = 11 % (qualité de gouttelettes fines selon l'ASAE); équipement aérien = 26 % (qualité de gouttelettes fines selon l'ASAE); pulvérisation pneumatique = 74 % (début de saison).
Les valeurs en gras indiquent un dépassement du niveau préoccupant (QR = 1).

[3] Les CEE en milieu marin pour l'application aérienne sur les pommes de terre sont basées sur une application unique seulement. On ne s'attend pas à un dépôt cumulatif dû à de multiples applications, en raison du taux élevé de renouvellement de l'eau par le flux et le reflux des marées.

Tableau A.3-13 Évaluation approfondie des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après les niveaux prévus de ruissellement des pesticides

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
Organismes d'eau douce											
Invertébrés	Aiguë	37 espèces d'invertébrés	CD_5 = 1,5	1,5	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	1,1	0,7	Non
								Atlantique	11	**7,3**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,78	0,5	Non
								Ontario	6,5	**4,3**	**Oui**
								Québec	5,9	**3,9**	**Oui**
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	4,5	**3,0**	**Oui**
								Ontario	3,9	**2,6**	**Oui**
								Québec	3,1	**2,1**	**Oui**
								Atlantique	4,1	**2,7**	**Oui**
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,003	0,0	Non
								Ontario	0,031	0,0	Non
								Québec	0,028	0,0	Non
								Atlantique	0,068	0,0	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	2,56	**1,7**	**Oui**
								Ontario	8	**5,3**	**Oui**
								Québec	10,4	**6,9**	**Oui**
								Atlantique	21,6	**14,4**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,028	0,0	Non
								Ontario	0,152	0,1	Non
								Québec	0,2	0,1	Non
								Atlantique	0,408	0,2	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,288	0,2	Non
								Prairies – Man.	0,44	0,3	Non
								Ontario	2,24	**1,5**	**Oui**
								Québec	3,36	**2,2**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,004	0,0	Non
								Ontario	0,0424	0,0	Non
								Québec	0,0384	0,0	Non
								Atlantique	0,096	0,1	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0656	0,0	Non
								Québec	0,0672	0,0	Non

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,608	0,4	Non
								Québec	0,776	0,5	Non
	Chronique	5 espèces d'invertébrés	CD_5 = 0,0015	0,0015	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,8	**533,3**	**Oui**
								Atlantique	8,2	**5 466,7**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,57	**380,0**	**Oui**
								Ontario	5	**3 333,3**	**Oui**
								Québec	4,7	**3 133,3**	**Oui**
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	3,2	**2 133,3**	**Oui**
								Ontario	2,9	**1 933,3**	**Oui**
								Québec	2,3	**1 533,3**	**Oui**
								Atlantique	3,1	**2 066,7**	**Oui**
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,002	**1,3**	**Oui**
								Ontario	0,024	**16,0**	**Oui**
								Québec	0,023	**15,3**	**Oui**
								Atlantique	0,054	**36,0**	**Oui**
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	1,84	**1 226,7**	**Oui**
								Ontario	6,88	**4 586,7**	**Oui**
								Québec	8,8	**5 866,7**	**Oui**
								Atlantique	16,8	**11 200,0**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0208	**13,9**	**Oui**
								Ontario	0,128	**51,2**	**Oui**
								Québec	0,16	**64,0**	**Oui**
								Atlantique	0,32	**122,7**	**Oui**
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,216	**144,0**	**Oui**
								Prairies – Man.	0,368	**245,3**	**Oui**
								Ontario	1,68	**1 120,0**	**Oui**
								Québec	2,88	**1 920,0**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0032	**2,1**	**Oui**
								Ontario	0,0328	**21,9**	**Oui**
								Québec	0,0304	**20,3**	**Oui**
								Atlantique	0,0736	**49,1**	**Oui**
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0512	**34,1**	**Oui**
								Québec	0,0528	**35,2**	**Oui**
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,52	**346,7**	**Oui**
								Québec	0,632	**421,3**	**Oui**
Espèce	Aiguë	Amphipode	CL_{50}	0,83	Application	Fraise	1 × 224 g	C.-B.	1,1	**1,3**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
d'invertébrés individuelle la plus sensible (pour comparaison par rapport aux valeurs CD_5 de la DSE).		*Hyalella azteca*	subchronique 7 j = 1,65		foliaire		p.a./ha	Atlantique	11	**13,3**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,78	0,9	Non
								Ontario	6,5	**7,9**	**Oui**
								Québec	5,9	**7,2**	**Oui**
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	4,5	**5,5**	**Oui**
								Ontario	3,9	**4,7**	**Oui**
								Québec	3,1	**3,8**	**Oui**
								Atlantique	4,1	**5,0**	**Oui**
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,003	0,0	Non
								Ontario	0,031	0,0	Non
								Québec	0,028	0,0	Non
								Atlantique	0,068	0,1	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	2,56	**3,1**	**Oui**
								Ontario	8	**9,7**	**Oui**
								Québec	10,4	**12,6**	**Oui**
								Atlantique	21,6	**26,2**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,028	0,0	Non
								Ontario	0,152	0,1	Non
								Québec	0,2	0,1	Non
								Atlantique	0,408	0,3	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,288	0,3	Non
								Prairies – Man.	0,44	0,5	Non
								Ontario	2,24	**2,7**	**Oui**
								Québec	3,36	**4,1**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,004	0,0	Non
								Ontario	0,0424	0,1	Non
								Québec	0,0384	0,0	Non
								Atlantique	0,096	0,1	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0656	0,1	Non
								Québec	0,0672	0,1	Non
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,608	0,7	Non
								Québec	0,776	0,9	Non
	Chronique		CE_{20} 40 j, émergence =	0,020	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,8	**40,0**	**Oui**
								Atlantique	8,2	**410,0**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
			0,020			Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,57	**28,5**	**Oui**
								Ontario	5	**250,0**	**Oui**
								Québec	4,7	**235,0**	**Oui**
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	3,2	**160,0**	**Oui**
								Ontario	2,9	**145,0**	**Oui**
								Québec	2,3	**115,0**	**Oui**
								Atlantique	3,1	**155,0**	**Oui**
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,002	0,1	Non
								Ontario	0,024	**1,2**	**Oui**
								Québec	0,023	**1,2**	**Oui**
								Atlantique	0,054	**2,7**	**Oui**
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	1,84	**92,0**	**Oui**
								Ontario	6,88	**344,0**	**Oui**
								Québec	8,8	**440,0**	**Oui**
								Atlantique	16,8	**840,0**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0208	**1,0**	**Oui**
								Ontario	0,128	**3,8**	**Oui**
								Québec	0,16	**4,8**	**Oui**
								Atlantique	0,32	**9,2**	**Oui**
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,216	**10,8**	**Oui**
								Prairies – Man.	0,368	**18,4**	**Oui**
								Ontario	1,68	**84,0**	**Oui**
								Québec	2,88	**144,0**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0032	0,2	Non
								Ontario	0,0328	**1,6**	**Oui**
								Québec	0,0304	**1,5**	**Oui**
								Atlantique	0,0736	**3,7**	**Oui**
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0512	**2,6**	**Oui**
								Québec	0,0528	**2,6**	**Oui**
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,52	**26,0**	**Oui**
								Québec	0,632	**31,6**	**Oui**
Études avec sédiments traités											
Chironomidé	Chronique	*Chironomus riparius*	CSEO 10 j, poids sec = 1,1 (eau interstitielle)	1,1	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,24	0,2	Non
								Atlantique	2,3	**2,1**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à	C.-B.	0,15	0,1	Non
								Ontario	1,5	**1,4**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
							intervalle de 7 j	Québec	1,5	**1,4**	**Oui**
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	0,72	0,7	Non
								Ontario	0,57	0,5	Non
								Québec	0,62	0,6	Non
								Atlantique	0,87	0,8	Non
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0007	0,0	Non
								Ontario	0,0063	0,0	Non
								Québec	0,0065	0,0	Non
								Atlantique	0,015	0,0	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	0,512	0,5	Non
								Ontario	1,92	**1,7**	**Oui**
								Québec	2,4	**2,2**	**Oui**
								Atlantique	4,72	**4,3**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0056	0,0	Non
								Ontario	0,0344	0,0	Non
								Québec	0,0448	0,0	Non
								Atlantique	0,088	0,0	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,0616	0,1	Non
								Prairies – Man.	0,104	0,1	Non
								Ontario	0,48	0,4	Non
								Québec	1,12	**1,0**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0008	0,0	Non
								Ontario	0,0088	0,0	Non
								Québec	0,0088	0,0	Non
								Atlantique	0,02	0,0	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0136	0,0	Non
								Québec	0,0152	0,0	Non
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,144	0,1	Non
								Québec	0,176	0,2	Non
Essais en microcosme ou en mésocosme											
Invertébrés	Chronique	Insectes émergents et crustacés	CSEO 56 j = 0,281 (réduction des populations d'espèces	0,281	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,8	**2,8**	**Oui**
								Atlantique	8,2	**29,2**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,57	**2,0**	**Oui**
								Ontario	5	**17,8**	**Oui**
								Québec	4,7	**16,7**	**Oui**

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
			individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons)			Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	3,2	**11,4**	**Oui**
								Ontario	2,9	**10,3**	**Oui**
								Québec	2,3	**8,2**	**Oui**
								Atlantique	3,1	**11,0**	**Oui**
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,002	0,0	Non
								Ontario	0,024	0,1	Non
								Québec	0,023	0,1	Non
								Atlantique	0,054	0,2	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	1,84	**6,5**	**Oui**
								Ontario	6,88	**24,5**	**Oui**
								Québec	8,8	**31,3**	**Oui**
								Atlantique	16,8	**59,8**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0208	0,1	Non
								Ontario	0,128	0,3	Non
								Québec	0,16	0,3	Non
								Atlantique	0,32	0,7	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,216	0,8	Non
								Prairies – Man.	0,368	**1,3**	**Oui**
								Ontario	1,68	**6,0**	**Oui**
								Québec	2,88	**10,2**	**Oui**
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0032	0,0	Non
								Ontario	0,0328	0,1	Non
								Québec	0,0304	0,1	Non
								Atlantique	0,0736	0,3	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,0512	0,2	Non
								Québec	0,0528	0,2	Non
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,52	**1,9**	**Oui**
								Québec	0,632	**2,2**	**Oui**
Organismes marins/estuariens											
Mysidacé	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h = 51,0	25,5	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	1,1	0,0	Non
								Atlantique	11	0,4	Non
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,78	0,0	Non
								Québec	5,9	0,2	Non
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à	Québec	3,1	0,1	Non
								Atlantique	4,1	0,2	Non

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
							intervalle de 10 j				
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Québec	0,028	0,0	Non
								Atlantique	0,068	0,0	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	2,56	0,1	Non
								Québec	10,4	0,4	Non
								Atlantique	21,6	0,8	Non
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,028	0,0	Non
								Québec	0,2	0,0	Non
								Atlantique	0,408	0,0	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Québec	3,36	0,1	Non
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Québec	0,0384	0,0	Non
								Atlantique	0,096	0,0	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,0672	0,0	Non
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,776	0,0	Non
	Chronique	*Myxidopsis bahia*	CSEO 39 j, reproduction = 5,1	5,1	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,8	0,2	Non
								Atlantique	8,2	**1,6**	**Oui**
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,57	0,1	Non
								Québec	4,7	0,9	Non
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Québec	2,3	0,5	Non
								Atlantique	3,1	0,6	Non
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Québec	0,023	0,0	Non
								Atlantique	0,054	0,0	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	1,84	0,4	Non
								Québec	8,8	**1,7**	**Oui**
								Atlantique	16,8	**3,3**	**Oui**
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0208	0,0	Non
								Québec	0,16	0,0	Non
								Atlantique	0,32	0,0	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Québec	2,88	0,6	Non
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Québec	0,0304	0,0	Non
								Atlantique	0,0736	0,0	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,0528	0,0	Non

Organisme	Exposition	Espèces représentatives	Critère d'effet rapporté (µg p.a./L)	Critère d'effet pour l'ER[1] (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[2]	Région	CEE[3] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé?
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,632	0,1	Non
Études avec sédiments traités											
Amphipode	Chronique	*Leptocheirus plumulosus*	CSEO 10 j, mortalité = 11,6 (eau interstitielle)	11,6	Application foliaire	Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	0,24	0,0	Non
								Atlantique	2,3	0,2	Non
						Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,15	0,0	Non
								Québec	1,5	0,1	Non
						Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Québec	0,62	0,1	Non
								Atlantique	0,87	0,1	Non
					Raie de semis	Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Québec	0,0065	0,0	Non
								Atlantique	0,015	0,0	Non
					Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	0,512	0,0	Non
								Québec	2,4	0,2	Non
								Atlantique	4,72	0,4	Non
							1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,0056	0,0	Non
								Québec	0,0448	0,0	Non
								Atlantique	0,088	0,0	Non
						Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Québec	1,12	0,1	Non
						Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Québec	0,0088	0,0	Non
								Atlantique	0,02	0,0	Non
						Maïs[4]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,0152	0,0	Non
						Maïs[5]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,176	0,0	Non

[1] La CD_5 est le 5e centile de la distribution de sensibilité des espèces pour la CL_{50} ou la CE_{50} à un intervalle de confiance de 50 % (exposition aiguë) ou la CSEO ou la CE_{10} (exposition chronique).
[2] La dose d'utilisation représente le nombre maximal d'applications et de doses (g p.a./ha) pour une culture donnée.
[3] Les CEE sont basées sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm. Aux fins de comparaison avec les critères d'effet aigu pour les invertébrés basés sur des données provenant d'études de toxicité subchronique de 48 – 96 h et de 7 j, les CEE maximales ont été utilisées pour calculer les QR. Aux fins de comparaison avec les critères d'effet chronique pour les invertébrés basés sur des données avec des critères d'effet CSEO 21 – 40 j ou CE_{10}/CE_{20}, des CEE de 21 j ont été utilisées pour calculer les QR. Aux fins de comparaison avec les critères d'effet chronique pour les invertébrés basés sur l'exposition par l'eau interstitielle, des CEE de 21 j pour l'eau interstitielle ont été utilisées pour calculer les QR. Les CEE pour le traitement des semences ont été ajustées pour tenir compte d'un taux d'absorption de 20 % à partir des plantes.
Les valeurs en gras indiquent un dépassement du niveau préoccupant (QR = 1).
[4] Utilisation modélisée sur le maïs, selon le scénario « à la profondeur d'ensemencement ».
[5] Utilisation modélisée sur le maïs, selon le scénario « augmentation avec la profondeur ».

Annexe IV Distribution de la sensibilité des espèces

Renseignements de base

Des valeurs de confiance et CD_5 médianes ont été publiées pour les distributions de sensibilité des espèces (DSE). La concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD_5) assure en théorie la protection de 95 % de toutes les espèces contre le niveau d'effet utilisé dans l'analyse (p. ex., CL_{50}, CSEO, etc.). Une DSE est établie pour les groupes taxonomiques d'intérêt lorsque des données suffisantes sont disponibles. Le logiciel ETX 2.1 est utilisé pour générer des DSE, et il a été mis au point par RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Pays-Bas).

Analyse des données de toxicité des DSE pour la clothianidine

Les données soumises par le titulaire et les études dans la littérature publiée ont été consultées dans le cadre du processus d'évaluation des risques. Seules les études présentant des critères d'effet quantitatifs et acceptables ont été prises en compte pour l'établissement des DSE. Un tri supplémentaire a été effectué afin de séparer les données en sous-groupes taxonomiques tout en tenant compte des méthodes d'essai appropriées, des durées d'exposition, des matrices et autres variables. Les données tirées de la littérature publiée étaient jugées acceptables si elles présentaient des critères d'effet pertinents sur le plan biologique et si elles suivaient généralement des méthodes reconnues, comme celles de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) ou des méthodes similaires.

Résultats de l'analyse des DSE pour l'insecticide clothianidine

Des distributions ont été établies pour les groupes taxonomiques ci-dessous. Les résultats sont présentés dans les tableaux A.4-1 à A.4-3 :

- Espèces aquatiques : invertébrés d'eau douce. Ensembles de données de toxicité aiguë et chronique.

La CD_5 aiguë est de 1,5 µg p.a./L et la CD_5 chronique est de 0,0015 µg p.a./L. Sur la base des données disponibles, les résultats indiquent que la CD_5 pour les effets chroniques ($CSEO/CE_{10}/CE_{20}$) traduit une sensibilité plus grande d'environ trois ordres de grandeur que la CD_5 pour les effets aigus (CE/CL_{50}) pour les populations d'invertébrés d'eau douce.

Tableau A.4-1 Résumé de l'analyse des données de toxicité des DSE pour l'insecticide clothianidine

Type d'étude/ Exposition	Résultats des DSE
	Invertébrés d'eau douce
Toxicité aiguë	CD_5 : 1,5 µg p.a./L
	IC : 0,38-4,35 FA : 1,9-9,2 %
	Nombre d'espèces utilisées : 37 (CE_{50}/CL_{50} subchronique 48 – 96 h, 7 j)
	Espèce la plus sensible : *Graphoderus fascicollis;* CL_{50} 48 h = 2,0 µg p.a./L
Toxicité chronique	CD_5 : 0,0015 µg p.a./L
	IC : 5×10^{-7}-0,034 FA : 0,15-31,5 %

Type d'étude/ Exposition	Résultats des DSE
	Invertébrés d'eau douce
	Nombre d'espèces utilisées : 5 ($CSEO/CE_{10/20}$)
	Espèce la plus sensible : *Chironomus dilutus*; CE_{20} 40 j = 0,02 µg p.a./L

CD_5 = concentration dangereuse pour 5 % de l'espèce.
IC = niveau de confiance inférieur et supérieur de 90 % pour la CD_5.
FA = fraction des espèces affectée. Cette valeur reflète le niveau de confiance inférieur et supérieur de 90 % pour la proportion des espèces qui pourraient être touchées à la CD_5.

Tableau A.4-2 Données de toxicité utilisées dans la DSE pour les effets aigus de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce

Numéro de l'espèce	Nom de l'espèce	CE_{50}/CL_{50} (µg p.a./L)
1	*Moina macrocopa*	61 106,0
2	*Daphnia pulex*	31 448,0
3	*Ceriodaphnia reticulata*	29 474,0
4	*Daphnia magna*[1]	28 299,4
5	*Coenagrion* sp.	5 918,8
6	*Planorbella pilsbryi*	4 000,0
7	*Daphnia similis*	1 740,0
8	*Ceriodaphnia dubia*	1 691,3
9	*Lestes unguiculatus*	1 245,0
10	*Anax junius*	1 000,0
11	*Plathemis lydia*	865,0
12	*Orchonectes propinquus*	805,0
13	*Caecidotea* sp.	537,2
14	*Lampsilis fasciola*	478,0
15	*Agnetina, Paragnetina* sp.	300,5
16	*Procambarus clarkii*[1]	188,0
17	*Isonychia bicolor*	108,8
18	*McCaffertium* sp.	108,8
19	*Stenelmis* sp.	84,9
20	*Belostoma flumineum*	79,0
21	*Asellus aquaticus*	67,0
22	*Notonecta undulata*	59,0
23	*Hesperocorixa atopodonta*	56,0
24	*Ancyronyx* spp.	50,9
25	*Lumbriculus variegatus*	41,7
26	*Gyrinus* sp.	41,2
27	*Chironomus riparius*[1]	21,8
28	*Trichocorixa* sp.	21,3
29	*Ephemerella* sp.	18,5
30	*Cloeon dipterum*	12,0
31	*Hexagenia* spp.[1]	11,5
32	*Dytiscidae*	7,0
33	*Hyalella azteca*[1]	4,8
34	*Cheumatopsyche brevilineata*	4,4
35	*Neocloeon triangulifer*	3,5
36	*Chironomus dilutus*[1]	3,3
37	*Graphoderus fascicollis*	2,0

[1] Valeur de toxicité basée sur la moyenne géométrique.

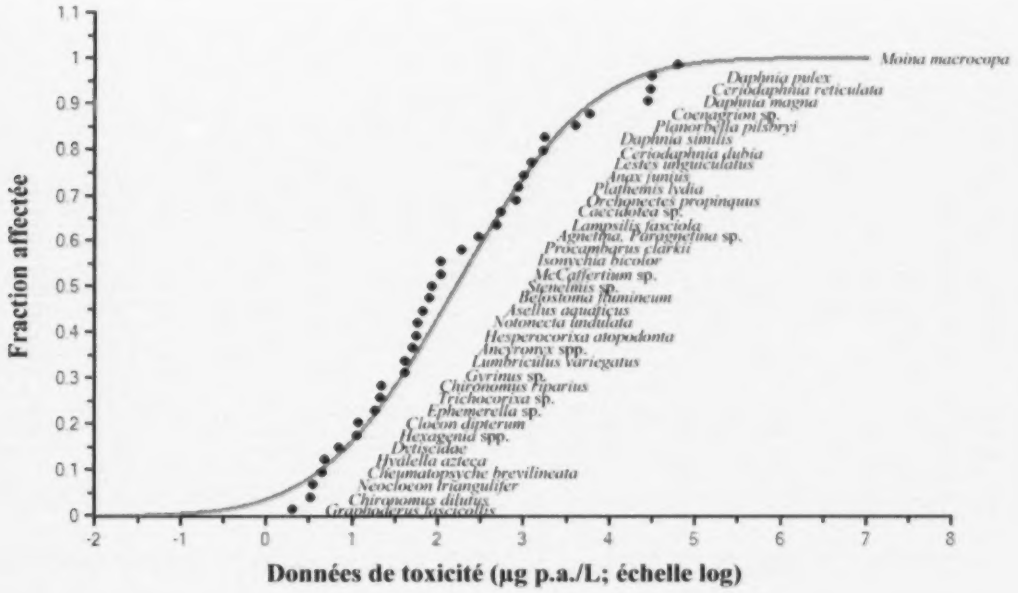


Figure A.4-1 **DSE pour la toxicité aiguë de la clothianidine chez les invertébrés aquatiques d'eau douce**

Tableau A.4-3 **Données de toxicité utilisées dans la DSE pour les effets chroniques de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce**

Numéro de l'espèce	Nom de l'espèce	$CSEO/CE_{10/20}$ (µg p.a./L)
1	*Daphnia magna*	120,0
2	*Chironomus riparius*[1]	0,46
3	*Hyalella azteca*	0,31
4	*Planorbella pilsbryi*	0,10
5	*Chironomus dilutus*	0,02

[1] Valeur de toxicité basée sur la moyenne géométrique.

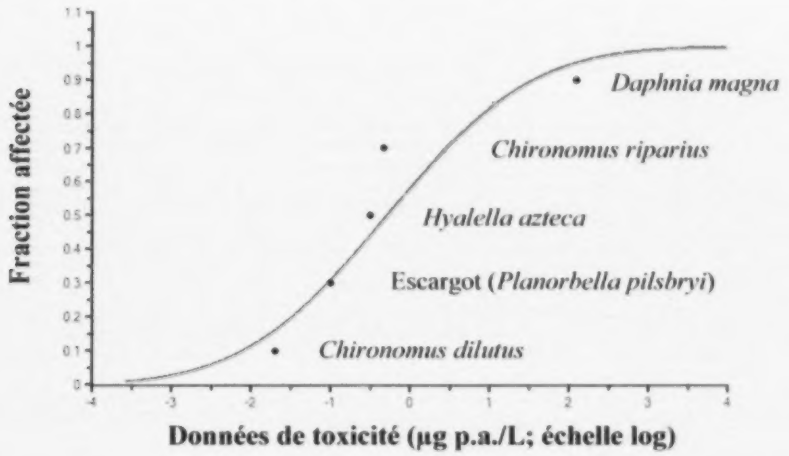


Figure A.4-2 **DSE pour la toxicité chronique de la clothianidine chez les invertébrés aquatiques d'eau douce**

Commentaires sur la manipulation des données pour l'établissement des DSE

Tri des données utilisées dans les DSE :

- Les critères d'effet mesurés utilisés dans les sous-ensembles de données sont similaires (unités d'exposition, unités de toxicité) et appropriés pour la catégorie de durée.
- Les critères d'effet inclus dans tous les ensembles de données sont ceux qui sont censés affecter la survie des organismes ou des populations d'essai.
- Toutes les données sur l'exposition à court terme sont regroupées sous la rubrique « Exposition aiguë » (c.-à-d. 24 heures, 48 heures, 96 heures, etc.) pour les différents groupes taxonomiques.
- Toutes les données qui sont associées à une « exposition chronique » sont regroupées pour les différents groupes taxonomiques (c.-à-d. études qui examinent la survie ou les effets sublétaux associés à de longues périodes d'exposition).
- Les moyennes géométriques des valeurs de toxicité sont calculées pour plusieurs critères d'effet pour la même espèce.
- Lorsque plus d'un critère d'effet mesuré était disponible dans une étude donnée (p. ex., une CE_{50} et une CL_{50} sont fournies, ou encore si on dispose de critères d'effet pour plusieurs périodes de temps), le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est utilisé, et non une moyenne géométrique.
- Les résultats des études qui sont insuffisants ou incompatibles pour être inclus dans les groupes de distribution pour une exposition aiguë ou chronique, aux fins de la présente évaluation, n'ont pas été utilisés. Il s'agit par exemple des critères d'effet incompatibles comme une CE_{25}, des études ou unités différentes ou uniques pour les matrices d'exposition, des durées et méthodes d'exposition différentes, etc.

Remarques supplémentaires sur le traitement des données propres au principe actif étudié :

- Les données de toxicité n'indiquant aucun effet à la concentration d'essai maximale ont été exclues (p. ex., $CE_{50} > X$) s'il y a d'autres résultats qui représentaient l'espèce (conformément aux lignes directrices de l'EFSA (2013)).

- Dans les cas où seule une étude était disponible pour une espèce et où le critère d'effet résultant n'était pas borné, c.-à-d. une valeur de toxicité « plus petite que » ou « plus grande que » (</>), le critère d'effet a été utilisé pour représenter l'espèce (conformément aux lignes directrices de l'EFSA (2013)).

- Lorsque la CL_{50} et la CE_{50} étaient toutes deux disponibles, la valeur traduisant la plus grande sensibilité a été utilisée.

- Pour les effets chroniques, les valeurs CSEO et CE_{10}/CE_{20} ont été tirées des études dans lesquelles il y avait une exposition en phase aqueuse.

Annexe V Concentrations estimées dans l'environnement dues à la dérive de pulvérisation

Tableau A.5-1 Résumé des doses d'utilisation maximales cumulatives de clothianidine, selon la méthode d'application

Données sur l'utilisation aérienne et au sol							
Culture	**Type de préparation**	**Dose d'application unique minimale (g p.a./ha)**	**Dose d'application unique maximale (g p.a./ha)**	**Nombre d'applications**	**Intervalle d'application (jours)**	**Dose saisonnière maximale (g p.a./ha)**	**Dose saisonnière cumulative maximale (g p.a./ha)[1]**
Pulvérisation foliaire – rampe d'aspersion							
Gazon	Granulés hydrodispersibles	125	350	1	S.O.	350	350
Pulvérisation foliaire – pulvérisation pneumatique							
Fruits à noyau et légumes-fruits	Granulés hydrodispersibles	35	210	2 (seulement 1 à la dose maximale unique)	7	210	210
Application aérienne							
Pomme de terre	Granulés hydrodispersibles	35	52,5	3	7	157,5	152,2
Raie de semis/mouillage du sol							
Patate douce	Granulés hydrodispersibles	224	224	1	S.O.	224	224
Traitement des semences							
Légumes : carotte, poireau, oignon, laitue, brocoli, chou, poivron, tomate, concombre, melon, courge (d'été, d'hiver)	Poudre mouillable	419,6	419,6	1	S.O.	419,6	419,6
Blé	Suspension	6,73	17,5	1	S.O.	17,5	17,5

[1] Dose saisonnière cumulative maximale = dose d'application unique maximale × nombre d'applications, valeur ajustée pour tenir compte de la dégradation entre les applications, en utilisant le 80e centile des demi-vies en milieu aquatique aérobie = 141 j, et de l'intervalle d'application.

Tableau A.5-2 **CEE obtenues lors de l'évaluation préliminaire de la clothianidine et de ses produits de transformation dans des plans d'eau d'une profondeur de 80 cm après des doses d'application directe de 17,5 g p.a./ha (dose minimale de traitement des semences), de 350 g p.a./ha (dose maximale de traitement foliaire) et de 420 g p.a./ha (dose maximale de traitement des semences)**

Composé	Autre code utilisé par le titulaire, d'après l'évaluation du thiaméthoxame	Masse moléculaire (g/mol)	Rapport	17,5 g p.a./ha	350 g p.a./ha	420 g p.a./ha
				Profondeur de 80 cm (µg p.a./L)		
Clothianidine	CGA 322704	249,68	1	2,19	43,8	52,6
TMG (*N*-(2-Chloro-5-thiazolylmethyl)-N=-methyguanidine)*	NOA 421275	204,68	0,820	1,80	35,9	43,1
MNG (*N*-Methyl-N=-nitroguanidine)	NOA 405217	118,09	0,473	1,04	20,7	24,9
TZNG (*N*-(2-chlorothiazol-5-ylmethyl)-N=-nitroguanidine)	CGA 265307	235,65	0,944	2,07	41,3	49,6
TZMU (*N*-(2-Chloro-5-thiazolylmethyl)-N=-methyurea)	CGA 353968	205,66	0,824	1,80	36,0	43,3
MU (Methylurea)		74,08	0,297	0,65	13,0	15,6
MAI (3-Methylamino-1H-imidazo [1,5-c]imidazole)		172,62	0,691	1,51	30,2	36,3
HMIO (4-Hydroxy-2-methylamino-2-imidazilin-5-un)		129,12	0,517	1,13	22,6	27,2
CTCA (2-Chlorothiazol-5-carboxylic acid)	CGA 359683	163,58	0,655	1,43	28,7	34,4
MG (Methylguanidine)	CGA 382191	73,097	0,293	0,64	12,8	15,4
NTG (Nitroguanidine)	NOA 424255	104,07	0,417	0,91	18,2	21,9
TZFA (Thiazolylformamidine)		226,13	0,906	1,98	39,6	47,6

* : produit de transformation majeur de la clothianidine et également du thiaméthoxame.

Annexe VI Concentrations estimées dans l'environnement d'après la modélisation des concentrations dans l'eau

1.0 Introduction

Les sections suivantes résument les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) de clothianidine, obtenues par modélisation des concentrations dans l'eau dans des écoscénarios en milieu aquatique.

2.0 Modélisation des estimations

2.1 Information sur l'application et données utilisées dans les modèles

Les cultures, ainsi que les doses et le moment de l'application dans diverses régions ont été utilisés pour modéliser l'application foliaire aérienne et au sol, l'application en raie de semis au sol et le traitement des semences. Pour le traitement des semences, on a pris en compte la profondeur de plantation et d'ensemencement dans les diverses régions. Pour la profondeur la plus faible, dans la plage des profondeurs pour le traitement des semences, on a utilisé l'application « en raie de semis » pour la culture correspondante. Toutes les données sur les applications sont résumées dans le tableau A.6-1.

Tableau A.6-1 Doses et moment d'application et autres renseignements pertinents

Région	Culture	Profil d'emploi	Méthode d'application	Profondeur des semences (cm)	Moment
C.-B.	Légumes (dose élevée)	1×419,6 g p.a./ha	Traitement des semences	0,6-2,5	Du début mars à la fin juin
	Légumes (dose faible)	1×4,7 g p.a./ha			
	Fraise	1×224 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Probablement en même temps que pour la courge
	Courge/citrouille	2×105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	Application foliaire au sol	S.O.	Du début mai à la fin de septembre
Prairies	Canola	1×32,5 g p.a./ha	Traitement des semences	1,2-5	17 avril au 28 juin
	Pomme de terre	1×381 g p.a./ha	Traitement des plantons	7-15	Du début avril au 15 juin
	Pomme de terre	1×223,8 g p.a./ha	Raie de semis	7, présumément	Du début avril au 15 juin
	Pomme de terre	3×52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	Du début mai au début septembre
Ontario/Québec	Canola	1×32,5 g p.a./ha	Traitement des semences	0-3	1er avril au 10 juin
	Légumes (dose	1×419,6 g	Traitement des	1-2	15 avril au 25 juin

Région	Culture	Profil d'emploi	Méthode d'application	Profondeur des semences (cm)	Moment
	élevée)	p.a./ha	semences		
	Légumes (dose faible)	1×4,7 g p.a./ha			
	Pomme de terre	1×381 g p.a./ha	Traitement des plantons	5-12	15 avril au 25 juin
	Pomme de terre	1×223,8 g p.a./ha	Raie de semis	5	15 avril au 25 juin
	Pomme de terre	3×52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	De la mi-mai à la mi-août
	Maïs	1×118,3 g p.a./ha	Traitement des semences	3,8-6,5	14 avril au 30 juin
	Courge/citrouille	2×105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	Application foliaire au sol	S.O.	Du début mai au début octobre
Atlantique	Légumes (dose élevée)	1×419,6 g p.a./ha	Traitement des semences	1,0	15 avril au 20 juin
	Légumes (dose faible)	1×4,7 g p.a./ha			
	Pomme de terre	1×381 g p.a./ha	Traitement des plantons	5-15	20 mars au 15 juin
	Pomme de terre	1×223,8 g p.a./ha	Raie de semis	5	20 mars au 15 juin
	Pomme de terre	3×52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	De la fin juin à la mi-septembre
	Fraise	1×224 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Du début mai à la mi-août

Les principaux paramètres du devenir dans l'environnement utilisés dans les modèles sont résumés dans le tableau A.6-2.

Tableau A.6-2 Principales données de modélisation des eaux souterraines et des eaux de surface pour l'évaluation de la clothianidine selon l'écoscénario

Paramètre	Valeur	Commentaire
Masse moléculaire (g/mol)	249,68	
Pression de vapeur (mm Hg) à 25 °C	9,75E-13	
Solubilité (mg/L) dans l'eau	327	
Constante de la loi d'Henry (sans unité)	4,0E-14	
Demi-vie de photolyse (jour) à une latitude de 33,45°	0,6	Phoenix, Arizona
Hydrolyse au pH 7	stable	
K_{oc} (L/kg)	72,0	20e centile de 15 valeurs
Demi-vie dans le sol (jour) à 20 °C	1 353	Confiance au 90e centile de la moyenne de 17 valeurs
Demi-vie en milieu aquatique aérobie à 20 °C (jour)	141	80e centile de 5 valeurs
Demi-vie en milieu aquatique anaérobie à 20 °C	18,5	Une valeur

Paramètre	Valeur	Commentaire
(jour)		
Efficacité de l'application	0,99, 1,0	Application foliaire au sol, application en raie de semis et traitement des semences
Coefficient de diffusion dans l'air (cm^2/j)	4 320	
Chaleur de Henry (J/mole)	59 000	Valeur par défaut dans le logiciel PWC

2.2 Évaluation de l'écoscénario en milieu aquatique

Les CEE de clothianidine dues au ruissellement dans un plan d'eau récepteur ont été simulées à l'aide du modèle Pesticide in Water Calculator (PWC, version 1.52). Le modèle PWC simule le ruissellement des pesticides provenant d'un champ traité vers un plan d'eau adjacent, ainsi que le devenir du pesticide dans celui-ci. La dérive de pulvérisation n'est pas prise en compte dans cette modélisation. Le plan d'eau utilisé dans la modélisation est un milieu humide de 1 ha d'une profondeur moyenne de 0,8 m, avec une aire de drainage de 10 ha. Les CEE pour l'eau interstitielle dans un milieu humide d'une profondeur de 0,8 m ont également été générées.

Diverses dates d'application initiale ont été modélisées (5 à 24, selon le profil d'emploi et les fenêtres d'application), pour huit scénarios standards afin de couvrir tous les profils d'emploi figurant dans le tableau A.6-1. Dans le cas du traitement des semences, lorsqu'une plage de profondeurs d'ensemencement était disponible, la profondeur la plus faible a été choisie pour la modélisation. Les modèles ont été exécutés sur un horizon de 50 ans pour tous les scénarios.

Pour chaque année de la simulation, PWC indique les concentrations maximales (maximum quotidien) et pondérées dans le temps, calculées d'après la moyenne des concentrations quotidiennes pour cinq périodes (96 heures, 21 j, 60 j et 90 j). Les valeurs moyennes au 90^e centile pour chaque période envisagée représentent les CEE pour cette période.

Les CEE ont été obtenues pour toutes les cultures sélectionnées en utilisant les paramètres d'extraction des pesticides depuis les eaux de ruissellement recommandés par Young et Fry (2017). Ces paramètres comprennent une fraction d'interaction du ruissellement de 0,19, une profondeur d'interaction maximale du ruissellement de 8 cm et un coefficient de dissipation exponentielle de 1,4 cm^{-1}.

Pour le traitement des semences, PWC permet différentes démarches de modélisation afin de déterminer les concentrations de pesticide dans l'eau. Pour la modélisation actuelle, deux de ces scénarios ont été sélectionnés : « à la profondeur d'ensemencement » et « augmentation avec la profondeur ». Pour le scénario « à la profondeur d'ensemencement », on suppose qu'au moment de l'application, le pesticide est présent dans le sol seulement à la profondeur où la semence est plantée. Ce scénario a été utilisé pour tous les traitements des semences sélectionnés pour la modélisation. Pour le scénario « augmentation avec la profondeur », on suppose que la concentration du pesticide dans le sol au moment de l'application augmente linéairement avec la profondeur d'ensemencement par rapport à la surface. Ce scénario a été utilisé pour le maïs, car il s'agit de grosses semences qui sont généralement semées à l'aide d'équipement pneumatique. Avec ce type d'ensemencement, à mesure que la semence pénètre dans le sol, il y a un dépôt de poussière de semence près de la surface et jusqu'à la profondeur finale de la semence.

Les CEE modélisées sont présentées dans le tableau A.6-3.

Tableau A.6-3 CEE modélisées (µg p.a./L) de clothianidine dans un plan d'eau d'une profondeur de 0,8 m, sans tenir compte de la dérive de pulvérisation

Culture	Dose d'utilisation	Région	CEE (µg p.a./L) dans l'eau sus-jacente					CEE (µg p.a./L) dans l'eau interstitielle	
			Max.	96 h	21 j	60 j	90 j	Max.	21 j
Applications foliaires									
Fraise	1 × 224 g p.a./ha	C.-B.	1,1	1,1	0,8	0,58	0,61	0,24	0,24
		Atlantique	11	10	8,2	5,2	3,9	2,3	2,3
Courge et citrouille	2 × 105 g p.a./ha à intervalle de 7 j	C.-B.	0,78	0,73	0,57	0,37	0,28	0,15	0,15
		Ontario	6,5	6,1	5	3,4	3,2	1,6	1,5
		Québec	5,9	5,5	4,7	3,2	2,7	1,5	1,5
Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 10 j	Prairies – Man.	4,5	4,2	3,2	1,9	0,15	0,73	0,72
		Ontario	3,9	3,7	2,9	1,8	1,3	0,58	0,57
		Québec	3,1	2,9	2,3	1,7	1,3	0,63	0,62
		Atlantique	4,1	3,9	3,1	2,2	1,7	0,88	0,87
Applications en raie de semis									
Pomme de terre	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,003	0,003	0,002	0,002	0,001	0,0007	0,0007
		Ontario	0,031	0,03	0,024	0,016	0,012	0,0065	0,0063
		Québec	0,028	0,028	0,023	0,015	0,011	0,0066	0,0065
		Atlantique	0,068	0,066	0,054	0,034	0,025	0,015	0,015
Traitement des semences modélisé selon le scénario « à la profondeur d'ensemencement »									
Légumes	1 × 419,6 g p.a./ha (dose élevée)	C.-B.	3,2	3	2,3	1,5	1,1	0,65	0,64
		Ontario	10	9,5	8,6	5,9	4,4	2,5	2,4
		Québec	13	13	11	6,8	5,1	3,1	3
		Atlantique	27	26	21	13	9,7	6	5,9
	1 × 4,7 g p.a./ha (dose faible)	C.-B.	0,035	0,033	0,026	0,016	0,012	0,007	0,007
		Ontario	0,11	0,11	0,096	0,066	0,050	0,028	0,027
		Québec	0,15	0,14	0,12	0,076	0,057	0,034	0,033
		Atlantique	0,30	0,29	0,23	0,15	0,11	0,067	0,066
Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,36	0,34	0,27	0,18	0,14	0,079	0,077
		Prairies – Man.	0,55	0,55	0,46	0,3	0,23	0,14	0,13
		Ontario	2,8	2,6	2,1	1,4	1,1	0,62	0,6
		Québec	4,2	4,1	3,6	2,5	1,9	1,5	1,4
Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,005	0,004	0,004	0,003	0,002	0,001	0,001
		Ontario	0,053	0,05	0,041	0,027	0,02	0,011	0,011
		Québec	0,048	0,047	0,038	0,025	0,019	0,011	0,011
		Atlantique	0,12	0,11	0,092	0,057	0,042	0,026	0,025
Maïs	1 × 118,3 g	Ontario	0,082	0,078	0,064	0,041	0,031	0,018	0,017

Culture	Dose d'utilisation	Région	CEE (µg p.a./L) dans l'eau sus-jacente					CEE (µg p.a./L) dans l'eau interstitielle	
			Max.	96 h	21 j	60 j	90 j	Max.	21 j
	p.a./ha	Québec	0,084	0,081	0,066	0,043	0,032	0,02	0,019
Traitement des semences modélisé selon le scénario « augmentation avec la profondeur »									
Maïs	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,76	0,71	0,65	0,45	0,34	0,19	0,18

Annexe VII Résumé de l'analyse de la surveillance de l'eau

Tableau A.7-1 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick

REMARQUES :
- Dans ses calculs, l'ARLA a assigné une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels aucune clothianidine n'a été détectée.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. L'échantillonnage était généralement réalisé une ou deux fois par mois entre mai et octobre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Île-du-Prince-Édouard														
Rivière Clyde (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pâturage, forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2012	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,01	4	2	50	0,01	0,007	0,008	0,02	2 détections, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Clyde (ARLA no 2845169)	Pâturage, forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	0,01	5	3	60	0,01	0,006	0,01	0,02	3 détections, 5 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Dunk (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pâturage, forêt, pommes de terre, autres cultures	2010	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Dunk (ARLA no 2845169)	Pâturage, forêt, pommes de terre, autres cultures	2017	0,01	5	5	100	0,022	0,008	0,02	0,03	5 (100 %)	2 (40 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Huntley (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pâturage, pommes de terre, soja, autres cultures	2012	0,01	4	3	75	0,019	0,01	0,02	0,03	3 détections, 4 échantillons (100 %)[1]	1 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,01	4	4	100	0.12	0,082	0,09	0.24	4 (100 %)	4 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Huntley (ARLA nº 2845169)	Pâturage, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	0,01	5	5	100	0.24	0,044	0.26	0,28	5 (100 %)	5 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Mill (ARLA nos 2745506, 2468268)	Forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2011	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,01	4	4	100	0,015	0,006	0,015	0,02	4 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Mill (ARLA nº 2845169)	Forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	0,01	5	5	100	0,086	0,03	0,09	0.12	5 (100 %)	5 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Montague (ARLA nos 2745506, 2468268)	Forêt, pommes de terre, soja, blé, autres cultures	2011	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,01	4	4	100	0,015	0,006	0,015	0,02	4 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Montague (ARLA nº 2845169)	Forêt, pommes de terre, soja, blé, autres cultures	2017	0,01	5	5	100	0,038	0,008	0,04	0,05	5 (100 %)	5 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Morell (ARLA nos 2745506, 2468268)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2010	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Morell (ARLA nº 2845169)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2017	0,01	5	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 5 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière West (ARLA nos 2745506, 2468268)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2010	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière West (ARLA nº 2845169)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2017	0,01	5	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 5 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Rivière Wilmot (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pommes de terre, soja, autres cultures, pâturage	2012	0,01	4	3	75	0,014	0,008	0,015	0,02	3 détections, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,01	4	4	100	0,02	0,008	0,02	0,03	4 (100 %)	1 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Wilmot (ARLA nos 2834289, 2745820)	Pommes de terre, soja, autres cultures, pâturage	2015	0,00176	6	4	67	0,017	0,015	0,018	0,039	4 (67 %)	2 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	3	3	100	0,047	0,009	0,043	0,057	3 (100 %)	3 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Wilmot (ARLA no 2845169)	Pommes de terre, soja, autres cultures, pâturage	2017	0,01	5	5	100	0.31	0.56	0,06	1.3	5 (100 %)	5 (100 %)	1 (20 %)	0 (0 %)
Rivière Winter (ARLA nos 2745506, 2468268)	Maïs, soja, céréales, fruits, légumes	2011	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,01	4	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Winter (ARLA no 2845169)	Pommes de terre, orge, blé, maïs	2017	0,01	5	5	100	0,022	0,008	0,02	0,03	5 (100 %)	2 (40 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Nouveau-Brunswick														
Station du CMP de Big Presqu'île (ARLA nos 2834289, 2745820)	Pommes de terre, maïs, autres cultures	2015	0,00176	7	1	14	0,003	0,004	0,0009	0,013	1 (14 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Nouvelle-Écosse														
Rivière Cornwallis (ARLA nos 2834289, 2745820)	Zone urbaine, pommes de terre, maïs, autres cultures	2015	0,00176	6	6	100	0,009	0,003	0,008	0,013	6 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	1	1	100	0,003	S.O.	0,003	0,003	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Coleman (ARLA nos 2834289, 2745820)	Forêt, zones arbustives, blé, maïs, autres cultures	2016	0,00176	1	1	100	0,017	S.O.	0,017	0,017	1 (100 %)	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Rand (ARLA nos 2834289, 2745820)	Maïs, pâturage, autres cultures, blé	2016	0,00176	1	1	100	0,008	S.O.	0,008	0,008	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Skinner (ARLA nos 2834289, 2745820)	Canneberges, maïs, zone urbaine, pommes de terre, autres cultures	2016	0,00176	1	1	100	0,013	S.O.	0,013	0,013	1 (100 %)	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Watton (ARLA nos 2834289, 2745820)	Zone urbaine, zones arbustives, pâturage et fourrages	2016	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %; S.O. = sans objet

[1] La LD est plus de deux fois supérieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

Tableau A.7-2 Quotients de risque pour la clothianidine mesurée dans les plans d'eau de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick

REMARQUES :
- Les cellules grisées indiquent que le niveau préoccupant est dépassé, ce qui signifie que le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. L'échantillonnage était généralement réalisé une ou deux fois par mois entre mai et octobre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Île-du-Prince-Édouard										
Rivière Clyde (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pâturage, forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2012	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2015	4	6,7	0,5	< 0,1	5	0,4	< 0,1	< 0,1
Rivière Clyde (ARLA no 2845169)	Pâturage, forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	5	6,7	0,5	< 0,1	6,7	0,5	< 0,1	< 0,1
Rivière Dunk (ARLA no 2745506, 2468268)	Pâturage, forêt, pommes de terre, autres cultures	2010	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2013	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Dunk (ARLA no 2845169)	Pâturage, forêt, pommes de terre, autres cultures	2017	5	15	1,1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
Rivière Huntley (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pâturage, pommes de terre, soja, autres cultures	2012	4	13	0,9	0,1	13	1	0,4	< 0,1
		2015	4	80	6	0,4	60	4,5	0,3	0,2
Rivière Huntley (ARLA no 2845169)	Pâturage, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	5	163	12	0,9	173	13	0,9	0,2
Rivière Mill	Forêt, pommes de	2011	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
(ARLA nos 2745506, 2468268)	terre, soja, autres cultures	2014	4	10	0,8	0,1	10	0,8	0,1	< 0,1
Rivière Mill (ARLA no 2845169)	Forêt, pommes de terre, soja, autres cultures	2017	5	57	4,3	0,3	60	4,5	0,3	0,1
Rivière Montague (ARLA nos 2745506, 2468268)	Forêt, pommes de terre, soja, blé, autres cultures	2011	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2014	4	10	0,8	< 0,1	10	0,8	< 0,1	< 0,1
Rivière Montague (ARLA no 2845169)	Forêt, pommes de terre, soja, blé, autres cultures	2017	5	25	1,9	0,1	27	2	0,1	< 0,1
Rivière Morell (ARLA nos 2745506, 2468268)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2010	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2013	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Morell (ARLA no 2845169)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2017	5	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière West (ARLA nos 2745506, 2468268)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2010	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2013	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière West (ARLA no 2845169)	Zones surtout non cultivées (forêt, zones arbustives, pâturage)	2017	5	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Wilmot (ARLA nos 2745506, 2468268)	Pommes de terre, soja, autres cultures, pâturage	2012	4	9,2	0,7	< 0,1	10	0,8	< 0,1	< 0,1
		2015	4	13	1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
Rivière Wilmot	Pommes de terre,	2015	6	12	0,9	0,1	12	0,9	0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
(ARLA nos 2834289, 2745820)	soja, autres cultures, pâturage	2016	3	31	2,4	0,2	29	2,2	0,2	< 0,1
Rivière Wilmot (ARLA nº 2845169)	Pommes de terre, soja, autres cultures, pâturage	2017	5	203	15	1,1	40	3	0,2	0,9
Rivière Winter (ARLA nos 2745506, 2468268)	Maïs, soja, céréales, fruits, légumes	2011	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
		2014	4	3,3[4]	0,3	< 0,1	3,3[4]	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Winter (ARLA nº 2845169)	Pommes de terre, orge, blé, maïs	2017	5	15	1,1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
Nouveau-Brunswick										
Station du CMP de Big Presqu'ile (ARLA nos 2834289, 2745820)	Zone urbaine, pommes de terre, maïs, autres cultures	2015	7	1,7	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Nouvelle-Écosse										
Rivière Cornwallis (ARLA nos 2834289, 2745820)	Zone urbaine, pommes de terre, maïs, autres cultures	2015	6	6	0,5	< 0,1	5,2	0,4	< 0,1	< 0,1
		2016	1	1,7	0,1	< 0,1	1,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Coleman (ARLA nos 2834289, 2745820)	Forêt, zones arbustives, blé, maïs, autres cultures	2016	1	11	0,8	0,1	11	0,8	0,1	< 0,1
Ruisseau Rand (ARLA nos 2834289, 2745820)	Maïs, pâturage, autres cultures, blé	2016	1	5,3	0,4	< 0,1	5,3	0,4	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Skinner (ARLA nos 2834289, 2745820)	Canneberges, maïs, zone urbaine, pommes de terre, autres cultures	2016	1	8,3	0,6	< 0,1	8,3	0,6	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Watton (ARLA nos 2834289, 2745820)	Zone urbaine, zones arbustives, pâturage et fourrages	2016	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1

N = taille de l'échantillon; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.

[1] Quotient de risque = concentration ÷ critère d'effet toxicologique.

[2] Les concentrations moyennes, médianes et maximales mesurées pendant la période d'échantillonnage sont présentées dans le tableau A.7-1.

[3] Comme les concentrations maximales peuvent ne pas avoir été détectées pendant la période de surveillance, les concentrations maximales peuvent être sous-estimées.

[4] La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine détectée, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.

Tableau A.7-3 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau du Québec

REMARQUES :
- Dans ses calculs, l'ARLA a assigné une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels aucune clothianidine n'a été détectée.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. L'échantillonnage a généralement eu lieu une à trois fois par semaine entre mai et août. À deux sites, il y a eu un seul échantillonnage, et les valeurs mesurées à ces sites peuvent ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Chibouet (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	0,002	30	30	100	0,026	0,038	0,017	0,21	30 (100 %)	11 (37 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,002	30	29	97	0,031	0,034	0,018	0,15	29 (97 %)	13 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,002	29	29	100	0,027	0,028	0,018	0,14	29 (100 %)	11 (38 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,002	29	29	100	0,064	0,1	0,034	0,52	29 (100 %)	25 (86 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		2016	0,002	30	26	87	0,05	0,05	0,037	0,26	26 (87 %)	25 (83 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	22	15	68	0,023	0,022	0,024	0,099	15 détections, 22 échantillons (100 %)[1]	12 (55 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Des Hurons (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	0,002	29	26	90	0,041	0,052	0,019	0,23	26 (90 %)	13 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,002	29	23	79	0,017	0,028	0,01	0,13	23 (79 %)	3 (10 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,002	30	28	93	0,04	0,078	0,016	0,42	28 (93 %)	11 (37 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		2015	0,002	30	30	100	0,051	0,031	0,044	0,14	30 (100 %)	27 (90 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,002	29	28	97	0,058	0,072	0,028	0,34	28 (97 %)	18 (62 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	23	18	78	0,031	0,032	0,025	0,14	18 détections, 23 échantillons (100 %)[1]	12 (52 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Saint-Régis (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	0,002	30	29	97	0,028	0,071	0,008	0,37	29 (97 %)	6 (20 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		2013	0,002	30	29	97	0,033	0,056	0,009	0,2	29 (97 %)	7 (23 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,002	29	28	97	0,033	0,044	0,009	0,17	28 (97 %)	12 (41 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,002	30	30	100	0,023	0,02	0,015	0,076	30 (100 %)	10 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,002	30	27	90	0,032	0,044	0,015	0,22	27 (90 %)	15 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	24	15	63	0,018	0,019	0,015	0,083	15 détections, 24 échantillons (100 %)[1]	8 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Saint-Zéphirin (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	0,002	30	30	100	0,039	0,037	0,023	0,17	30 (100 %)	20 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,002	30	30	100	0,029	0,033	0,019	0,15	30 (100 %)	13 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,002	29	29	100	0,024	0,026	0,017	0,13	29 (100 %)	9 (31 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,002	30	30	100	0,052	0,045	0,038	0,20	30 (100 %)	29 (97 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,002	30	30	100	0,066	0,053	0,051	0,31	30 (100 %)	29 (97 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	23	23	100	0,041	0,02	0,035	0,08	23 (100 %)	22 (96 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Blanche	Pommes de terre,	2012	0,002	24	24	100	0,07	0,023	0,072	0,11	24 (100 %)	24 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
(ARLA nos 2544468, 2821395)	maïs, céréales	2017	0,005	30	30	100	0,24	0,066	0,24	0,35	30 (100 %)	30 (100 %)	10 (33 %)	0 (0 %)
Ruisseau Chartier (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821395)	Pommes de terre, maïs, céréales	2010	0,001	27	27	100	0,031	0,034	0,017	0,15	27 (100 %)	12 (44 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,002	28	28	100	0,1	0,086	0,067	0,26	28 (100 %)	25 (89 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	30	30	100	0,19	0,091	0,19	0,38	30 (100 %)	30 (100 %)	4 (13 %)	0 (0 %)
Ruisseau du Point du Jour (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821395)	Pommes de terre, maïs, soja, céréales	2010	0,001	27	27	100	0,005	0,005	0,005	0,023	20 (74 %)	1 (4 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,002	28	28	100	0,022	0,014	0,016	0,075	28 (100 %)	10 (36 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	29	28	97	0,061	0,12	0,042	0,68	28 détections, 29 échantillons (100 %)[1]	27 (93 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
Ruisseau Déversant-du-Lac (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821394, 2821395)	Vergers, maïs, soja, céréales	2010	0,001	30	23	77	0,005	0,006	0,003	0,023	18 (60 %)	1 (3 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2011	0,001	31	28	90	0,007	0,009	0,005	0,047	26 (84 %)	2 (6 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,001	28	7	25	0,009	0,021	0,0005	0,089	7 (25 %)	4 (14 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,001	30	2	7	0,005	0,016	0,0005	0,068	2 (7 %)	2 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Rousse (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821394, 2821395)	Vergers, maïs, soja, légumes	2010	0,001	29	2	7	0,001	0,001	0,0005	0,004	2 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2011	0,001	27	6	22	0,002	0,004	0,0005	0,019	4 (15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,001	29	0	0	0,0005	0	0,0005	0,0005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,001	30	1	3	0,001	0,001	0,0005	0,005	1 (3 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Gibeault-Delisle (ARLA nos 2709793, 2821394)	Légumes, pommes de terre, maïs, soja	2013	0,001	28	28	100	0,88	2,1	0,32	11	28 (100 %)	27 (96 %)	15 (54 %)	3 (11 %)
		2014	0,001	30	30	100	0,55	1,2	0,25	6,9	30 (100 %)	30 (100 %)	13 (43 %)	1 (3 %)
Ruisseau Norton (ARLA nos 2709793, 2821394)	Légumes, pommes de terre, maïs, soja	2013	0,001	27	27	100	0,057	0,078	0,038	0,43	27 (100 %)	21 (78 %)	1 (4 %)	0 (0 %)
		2014	0,001	30	30	100	0,047	0,039	0,038	0,18	30 (100 %)	24 (80 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Yamaska (ARLA nos 2561884, 2821395)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	0,002	10	10	100	0,028	0,035	0,016	0,11	10 (100 %)	2 (20 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,002	9	9	100	0,046	0,07	0,02	0,23	9 (100 %)	3 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2017	0,005	9	6	67	0,026	0,031	0,018	0,1	6 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	4 (44 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière à la Barbue (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,001	10	10	100	0,038	0,041	0,028	0,14	10 (100 %)	6 (60 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{10} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière à la Tortue (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	11	100	0,062	0,07	0,041	0,26	11 (100 %)	8 (92 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Bayonne (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	10	91	0,012	0,014	0,006	0,043	10 (91 %)	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Bécancour (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	0,001	11	2	18	0,004	0,008	0,0005	0,021	2 (18 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière la Chaloupe (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	10	10	100	0,045	0,051	0,021	0,16	10 (100 %)	5 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Champlain (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	11	11	100	0,007	0,004	0,007	0,017	11 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Châteauguay (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	11	100	0,024	0,03	0,012	0,11	11 (100 %)	3 (27 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière de l'Achigan (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	10	10	100	0,013	0,009	0,008	0,035	10 (100 %)	2 (20 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière L'Assomption (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	9	82	0,007	0,007	0,005	0,025	9 (82 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Chicot (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	8	73	0,005	0,005	0,004	0,018	8 (73 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Delisle (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	11	7	64	0,012	0,021	0,004	0,07	7 (64 %)	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Rouge (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	0,002	10	10	100	0,031	0,04	0,015	0,13	10 (100 %)	3 (30 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière du Loup (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,001	10	10	100	0,008	0,005	0,008	0,016	10 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Gentilly (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	0,001	11	4	36	0,003	0,004	0,0005	0,015	4 (36 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière L'Acadie (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	10	10	100	0,04	0,03	0,030	0,096	10 (100 %)	6 (60 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Mascouche (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	10	10	100	0,016	0,013	0,012	0,039	10 (100 %)	3 (30 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Maskinongé (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	11	3	27	0,003	0,006	0,001	0,021	3 (27 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Nicolet (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	0,001	11	8	73	0,007	0,012	0,003	0,041	8 (73 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Noire (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	11	11	100	0,012	0,006	0,012	0,022	11 (100 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Saint-François (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	0,001	11	2	18	0,002	0,003	0,001	0,009	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Saint-Germain (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	11	9	82	0,009	0,008	0,007	0,022	9 (82 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Yamachiche (ARLA nº 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	0,002	11	11	100	0,005	0,002	0,005	0,01	11 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière à l'Ours (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	10	10	100	0,023	0,006	0,022	0,036	10 (100 %)	6 (60 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Beaurivage (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	0,002	11	11	100	0,015	0,012	0,01	0,038	11 (100 %)	3 (27 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Boyer (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	0,002	11	11	100	0,031	0,015	0,031	0,068	11 (100 %)	8 (73 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Chaudière (2 sites) (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	0,002	11	8	73	0,005	0,004	0,004	0,016	8 (73 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière du Chêne (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	0,002	11	10	91	0,012	0,015	0,006	0,044	10 (91 %)	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière du Sud (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	0,002	11	2	18	0,002	0,002	0,001	0,005	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Etchemin (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	0,002	11	9	82	0,014	0,021	0,005	0,067	9 (82 %)	2 (18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Le Bras (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	0,002	11	11	100	0,037	0,037	0,022	0,12	11 (100 %)	7 (64 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Mistassini (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Mistouk (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Moreau (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Richelieu (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	0,002	10	2	20	0,004	0,007	0,001	0,024	2 (20 %)	1 (10 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau puant près du rang Sainte-Anne (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Ticouapé (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	0,005	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lac Saint-Pierre (3 sites) (ARLA nº 2821395)	Maïs, soja, blé, pommes de terre, zone urbaine	2017	0,005	33	3	9	0,003	0,003	0,003	0,02	3 détections, 33 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fossé (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	0,001 (LQ)	1	0	0	0,0005	S.O.	0,0005	0,0005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Cours d'eau (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	0,0022	1	1	100	0,084	S.O.	0,084	0,084	1 (100 %)	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %;
CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine);
CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.
[1] La LD est plus de deux fois supérieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

Tableau A.7-4 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau du Québec

REMARQUES :
- Les cellules grisées indiquent que le niveau préoccupant est dépassé, ce qui signifie que le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. L'échantillonnage a généralement eu lieu une à trois fois par semaine entre mai et août. À deux sites, il y a eu un seul échantillonnage, et les valeurs mesurées à ces sites peuvent ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique	Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu

				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	**CE_{20} chronique (0,02 µg/L)**	**CSEO mésocosme (0,281 µg/L)**	**CD_5 chronique (0,0015 µg/L)**	**CE_{20} chronique (0,02 µg/L)**	**CSEO mésocosme (0,281 µg/L)**	**CD_5 aiguë (1,5 µg/L)**
Rivière Chibouet (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	30	17	1,3	0,1	11	0,9	0,1	0,1
		2013	30	21	1,5	0,1	12	0,9	0,1	0,1
		2014	29	18	1,4	0,1	12	0,9	0,1	0,1
		2015	29	43	3,2	0,2	23	1,7	0,1	0,3
		2016	30	33	2,5	0,2	24	1,8	0,1	0,2
		2017	22	15	1,1	0,1	16	1,2	0,1	0,1
Rivière Des Hurons (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	29	27	2	0,1	13	1	0,1	0,2
		2013	29	11	0,9	0,1	6,7	0,5	< 0,1	0,1
		2014	30	27	2	0,1	10	0,8	0,1	0,3
		2015	30	34	2,5	0,2	29	2,2	0,2	0,1
		2016	29	39	2,9	0,2	19	1,4	0,1	0,2
		2017	23	21	1,5	0,1	17	1,3	0,1	0,1
Rivière Saint-Régis (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	30	19	1,4	0,1	5,3	0,4	< 0,1	0,2
		2013	30	22	1,7	0,1	6	0,5	< 0,1	0,1
		2014	29	22	1,6	0,1	6	0,5	< 0,1	0,1
		2015	30	16	1,2	0,1	10	0,8	0,1	0,1
		2016	30	21	1,6	0,1	10	0,8	0,1	0,1
		2017	24	12	0,9	0,1	10	0,8	0,1	0,1
Rivière Saint-Zéphirin (ARLA nos 2523837, 2561884, 2709791, 2821395)	Maïs, soja	2012	30	26	2	0,1	15	1,2	0,1	0,1
		2013	30	20	1,5	0,1	13	1	0,1	0,1
		2014	29	16	1,2	0,1	11	0,9	0,1	0,1
		2015	30	35	2,6	0,2	25	1,9	0,1	0,1
		2016	30	44	3,3	0,2	34	2,6	0,2	0,2
		2017	23	28	2,1	0,1	23	1,8	0,1	0,1
Rivière Blanche (ARLA nos 2544468, 2821395)	Pommes de terre, maïs, céréales	2012	24	47	3,5	0,2	48	3,6	0,3	0,1
		2017	30	161	12	0,9	157	12	0,8	0,2
Ruisseau Chartier (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821395)	Pommes de terre, maïs, céréales	2010	27	21	1,5	0,1	11	0,9	0,1	0,1
		2012	28	68	5,1	0,4	45	3,4	0,2	0,2
		2017	30	125	9,4	0,7	123	9,3	0,7	0,3
Ruisseau du Point du Jour (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821395)	Pommes de terre, maïs, soja, céréales	2010	27	3,6	0,3	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1
		2012	28	15	1,1	0,1	11	0,8	0,1	0,1
		2017	29	41	3,1	0,2	28	2,1	0,1	0,5
Ruisseau Déversant-du-Lac (ARLA nos 2523837, 2544468, 2821394, 2821395)	Vergers, maïs, soja, céréales	2010	30	3,6	0,3	< 0,1	1,7	0,1	< 0,1	< 0,1
		2011	31	4,8	0,4	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1
		2015	28	6,3	0,5	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	0,1
		2016	30	3,1	0,2	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Rousse (ARLA nos 2523837,	Vergers, maïs, soja, légumes	2010	29	0,4	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2011	27	1,1	0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
2544468, 2821394, 2821395)		2015	29	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	30	0,4	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Gibeault-Delisle (ARLA nos 2709793, 2821394)	Légumes, pommes de terre, maïs, soja	2013	28	590	44	3,1	213	16	1,1	7,3
		2014	30	367	28	2	167	13	0,9	4,6
Ruisseau Norton (ARLA nos 2709793, 2821394)	Légumes, pommes de terre, maïs, soja	2013	27	38	2,9	0,2	25	1,9	0,1	0,3
		2014	30	32	2,4	0,2	25	1,9	0,1	0,1
Rivière Yamaska (ARLA nos 2561884, 2821395)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	10	19	1,4	0,1	10	0,8	0,1	0,1
		2016	9	31	2,3	0,2	13	1	0,1	0,2
		2017	9	17	1,3	0,1	12	0,9	0,1	0,1
Rivière à la Barbue (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	10	26	1,9	0,1	19	1,4	0,1	0,1
Rivière à la Tortue (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	41	3,1	0,2	27	2,1	0,1	0,2
Rivière Bayonne (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	7,9	0,6	< 0,1	4	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Bécancour (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	11	2,6	0,2	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière la Chaloupe (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	10	30	2,3	0,2	14	1,1	0,1	0,1
Rivière Champlain (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	11	4,7	0,4	< 0,1	4,7	0,4	< 0,1	< 0,1
Rivière Châteauguay (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	16	1,2	0,1	8	0,6	< 0,1	0,1
Rivière de l'Achigan (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	10	8,3	0,6	< 0,1	5,3	0,4	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière L'Assomption (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	4,5	0,3	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Chicot (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	3,2	0,2	< 0,1	2,7	0,2	< 0,1	< 0,1
Rivière Delisle (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	11	8,1	0,6	< 0,1	2,7	0,2	< 0,1	< 0,1
Rivière Rouge (ARLA nos 2523837, 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2012	10	21	1,5	0,1	9,7	0,7	< 0,1	0,1
Rivière du Loup (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	10	5,3	0,4	< 0,1	5	0,4	< 0,1	< 0,1
Rivière Gentilly (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	11	1,8	0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière L'Acadie (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	10	27	2	0,1	20	1,5	0,1	0,1
Rivière Mascouche (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	10	11	0,8	0,1	8	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière Maskinongé (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	11	2	0,2	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Nicolet (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	11	4,4	0,3	< 0,1	2	0,2	< 0,1	< 0,1
Rivière Noire (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	11	7,8	0,6	< 0,1	8	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière Saint-François (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2014	11	1,5	0,1	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Saint-Germain (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	11	6,2	0,5	< 0,1	4,7	0,4	< 0,1	< 0,1
Rivière Yamachiche (ARLA no 2561884)	Cultures mixtes, maïs, soja	2013	11	3,3	0,3	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière à l'Ours (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	10	15	1,1	0,1	15	1,1	0,1	< 0,1
Rivière Beaurivage (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	11	10	0,8	< 0,1	6,7	0,8	< 0,1	< 0,1
Rivière Boyer (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	11	21	1,5	0,1	20	1,5	0,1	< 0,1
Rivière Chaudière (2 sites) (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	11	3	0,2	< 0,1	2,7	0,2	< 0,1	< 0,1
Rivière du Chêne (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	11	8	0,6	< 0,1	4	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière du Sud (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	11	1,2	0,1	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Etchemin (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	11	9,2	0,7	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1
Rivière Le Bras (ARLA nº 2709792)	Cultures mixtes	2015	11	25	1,9	0,1	15	1,1	0,1	0,1
Rivière Mistassini (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	11	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Mistouk (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	11	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Moreau (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	11	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Richelieu (ARLA nºs 2709792, 2821395)	Cultures mixtes	2016	10	2,5	0,2	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau puant près du rang Sainte-Anne (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	11	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Ticouapé (ARLA nº 2821395)	Cultures mixtes	2017	11	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Lac Saint-Pierre (3 sites) (ARLA nº 2821395)	Maïs, soja, blé, pommes de terre, zone urbaine	2017	33	2,2	0,2	< 0,1	1,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Fossé (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	1	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cours d'eau (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	1	56	4,2	0,3	56	4,2	0,3	0,1

N = taille de l'échantillon; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.

[1] Quotient de risque = concentration ÷ critère d'effet toxicologique.

[2] Les concentrations moyennes, médianes et maximales mesurées pendant la période d'échantillonnage sont présentées dans le tableau A.7-3.

[3] Comme les concentrations maximales peuvent ne pas avoir été détectées pendant la période de surveillance, les concentrations maximales peuvent être sous-estimées.

[4] La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque dépassent le niveau préoccupant.

Tableau A.7-5 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de l'Ontario

REMARQUES :
- Dans ses calculs, l'ARLA a assigné une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels aucune clothianidine n'a été détectée.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Il y a eu habituellement un à quatre échantillonnages par mois entre avril et novembre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Two Mile (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Vignobles, vergers	2012	0,00176	15	3	20	0,001	0,001	0,0009	0,006	3 (20 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	14	5	36	0,007	0,017	0,0009	0,065	4 (29 %)	1 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	12	6	50	0,036	0,11	0,002	0,4	6 (50 %)	1 (8 %)	1 (8 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	13	6	46	0,004	0,004	0,0009	0,013	6 (46 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
		2016	0,00176	6	6	100	0,005	0,001	0,004	0,007	6 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Twenty Mile (3 sites) (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA no 2526820)	Soja, maïs	2011	0,00176	1	1	100	0,033	S.O.	0,033	0,033	1 (100 %)	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,00176	11	10	91	0,01	0,006	0,010	0,022	10 (91 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	12	12	100	0,048	0,035	0,036	0,13	12 (100 %)	10 (83 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	14	100	0,036	0,02	0,033	0,07	14 (100 %)	11 (79 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	14	14	100	0,03	0,037	0,016	0,14	14 (100 %)	6 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	5	5	100	0,012	0,011	0,006	0,032	5 (100 %)	1 (20 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Four Mile (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Vignobles, vergers, soja	2012	0,00176	14	9	64	0,004	0,004	0,003	0,011	9 (64 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	12	9	75	0,024	0,05	0,005	0,18	9 (75 %)	2 (17 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	13	93	0,014	0,031	0,004	0,12	13 (93 %)	1 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	13	8	62	0,01	0,012	0,002	0,034	8 (62 %)	2 (15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	4	67	0,006	0,005	0,005	0,012	4 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Big (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287)	Maïs, soja, blé	2012	0,00176	14	5	36	0,004	0,008	0,0009	0,033	5 (36 %)	1 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Innisfil (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA no 2526820)	Soja, maïs, blé	2011	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,00176	13	10	77	0,004	0,003	0,005	0,012	10 (77 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	11	11	100	0,011	0,011	0,007	0,043	11 (100 %)	1 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, tomates, blé, serres	2013	0,00176	12	12	100	0,044	0,037	0,03	0,13	12 (100 %)	9 (75 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	14	100	0,04	0,02	0,036	0,081	14 (100 %)	12 (86 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	13	13	100	0,033	0,036	0,021	0,14	13 (100 %)	7 (54 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,04	0,019	0,043	0,067	6 (100 %)	5 (83 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 1 (ARLA no 2818733)	Maïs, soja, serres	2017	0,01	13	12	92	0,076	0,066	0,058	0,21	12 détections, 13 échantillons (100 %)[1]	11 (85 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 10 (ARLA no 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	0,01	9	6	67	0,13	0,15	0,065	0,41	6 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	5 (56 %)	2 (22 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 2 (ARLA no 2818733)	Soja, tomates, serres	2017	0,01	13	10	77	0,036	0,03	0,027	0,099	10 détections, 13 échantillons (100 %)[1]	7 (54 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Site à 200 m en aval du drain Lebo 2 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates, serres	2017	0,01	5	4	80	0,022	0,011	0,019	0,036	4 détections, 5 échantillons (100 %)[1]	2 (40 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 3 (ARLA nº 2818733)	Soja, blé, tomates	2017	0,01	8	7	88	0,083	0,076	0,061	0,27	7 détections, 8 échantillons (100 %)[1]	7 (88 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 4 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates	2017	0,01	13	13	100	0,18	0,13	0,13	0,5	13 (100 %)	12 (92 %)	3 (23 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 5 (ARLA nº 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	0,01	12	11	92	0,11	0,07	0,097	0,24	11 détections, 12 échantillons (100 %)[1]	10 (91 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 6 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates, blé	2017	0,01	11	10	91	0,14	0,076	0,13	0,26	10 détections, 11 échantillons (100 %)[1]	10 (91 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 7 (ARLA nº 2818733)	Maïs, tomates	2017	0,01	10	9	90	0,051	0,034	0,051	0,14	9 détections, 10 échantillons (100 %)[1]	9 (90 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 8 (ARLA nº 2818733)	Serres, tomates, maïs	2017	0,01	10	10	100	0,047	0,055	0,028	0,21	10 (100 %)	8 (80 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo 9 (ARLA nº 2818733)	Serres, soja, maïs	2017	0,01	9	8	89	0,063	0,068	0,036	0,24	8 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	8 (89 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Nissouri (ARLA nºs 2523839, 2681876, 2703534, 2834287)	Maïs, soja	2013	0,00176	12	12	100	0,023	0,028	0,012	0,1	12 (100 %)	5 (42 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	12	12	100	0,018	0,021	0,011	0,065	12 (100 %)	3 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,016	0,009	0,012	0,03	6 (100 %)	2 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Nottawasaga (ARLA nºs 2523839, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, blé	2012	0,00176	13	7	54	0,007	0,007	0,003	0,024	7 (54 %)	1 (8 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	11	10	91	0,015	0,015	0,008	0,051	10 (91 %)	3 (27 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Prudhomme (Ruisseau Old Vineland) (ARLA nºs 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA nº 2526820)	Vergers, vignobles, zone urbaine/ développée	2011	0,00176	1	1	100	0,035	S.O.	0,035	0,035	1 (100 %)	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,00176	13	13	100	0,033	0,041	0,009	0,12	13 (100 %)	5 (38 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	11	11	100	0,024	0,037	0,008	0,13	11 (100 %)	4 (36 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	13	93	0,012	0,014	0,006	0,039	13 (93 %)	3 (21 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	14	13	93	0,039	0,098	0,011	0,38	13 (93 %)	4 (29 %)	1 (7 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,05	0,071	0,023	0,19	6 (100 %)	3 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Sturgeon (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, serres, blé, tomates	2012	0,00176	12	6	50	0,003	0,002	0,001	0,008	6 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	12	9	75	0,008	0,008	0,005	0,028	9 (75 %)	1 (8 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	13	93	0,004	0,002	0,004	0,008	13 (93 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	13	11	85	0,014	0,034	0,004	0,13	11 (85 %)	2 (15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,13	0,16	0,043	0,39	6 (100 %)	4 (67 %)	1 (17 %)	0 (0 %)
Ruisseau Sturgeon 1 (ARLA no 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	0,01	13	12	92	0,028	0,021	0,019	0,077	12 détections, 13 échantillons (100 %)[1]	6 (46 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Sturgeon 2 (ARLA no 2818733)	Soja	2017	0,01	8	4	50	0,013	0,01	0,009	0,03	4 détections, 8 échantillons (100 %)[1]	2 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Sturgeon 3 (ARLA no 2818733)	Serres, soja	2017	0,01	13	9	69	0,013	0,008	0,01	0,034	9 détections, 13 échantillons (100 %)[1]	2 (15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Sturgeon 4 (ARLA no 2818733)	Serres, tomates	2017	0,01	9	4	44	0,011	0,008	0,005	0,029	4 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	1 (11 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
LEI (ARLA no 2818733)	Maïs, tomates	2017	0,01	13	12	92	0,042	0,021	0,042	0,075	12 détections, 13 échantillons (100 %)[1]	12 (92 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Sydenham (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, blé	2012	0,00176	17	17	100	0,023	0,028	0,014	0,1	17 (100 %)	4 (24 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	10	10	100	0,044	0,05	0,036	0,18	10 (100 %)	8 (80 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	14	14	100	0,03	0,023	0,019	0,085	14 (100 %)	6 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	13	13	100	0,034	0,047	0,016	0,18	13 (100 %)	6 (46 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,023	0,007	0,024	0,032	6 (100 %)	4 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Thames (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA no 2526820)	Maïs, soja, blé	2011	0,00176	1	1	100	0,02	S.O.	0,02	0,02	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,00176	17	17	100	0,01	0,007	0,007	0,022	17 (100 %)	2 (12 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	11	11	100	0,03	0,019	0,033	0,061	11 (100 %)	7 (64 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	12	12	100	0,052	0,098	0,011	0,35	12 (100 %)	5 (42 %)	1 (8 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	6	6	100	0,016	0,013	0,012	0,04	6 (100 %)	2 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière West Holland (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, légumes, blé	2013	0,00176	13	12	92	0,008	0,006	0,007	0,019	12 (92 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Indian (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876,	Zone urbaine/ développée	2011	0,00176	2	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2012	0,00176	14	1	7	0,001	0,001	0,0009	0,004	1 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	11	3	27	0,002	0,003	0,0009	0,009	3 (27 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA nº 2526820)		2014	0,00176	8	1	13	0,001	0,001	0,0009	0,003	1 (13 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	12	2	17	0,001	0,001	0,0009	0,004	2 (17 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	5	4	80	0,002	0,001	0,002	0,003	4 (80 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Credit (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Highland (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Kossuth (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	1	100	0,002	S.O.	0,002	0,002	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lac Érié (4 stations) (ARLA nº 2523839)	Sans objet; les sites n'étaient pas près du rivage	2013	0,00176	4	1	25	0,013	0,025	0,0009	0,051	1 (25 %)	1 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lgrand (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Cultures en rangée	2011	0,00176	1	1	100	0,008	S.O.	0,008	0,008	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Mimico (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Sites Nott-Baxter et Nott-SR10 (2 sites) (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Pommes de terre	2011	0,00176	2	1	50	0,001	0,001	0,001	0,002	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau Spencer (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	1	100	0,002	S.O.	0,002	0,002	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Spring (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Site de référence; aucun pesticide utilisé	2012	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2013	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	6	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	4	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Taylor (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	0,00176	1	0	0	0,0009	S.O.	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Welland (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Cultures en rangée	2011	0,00176	1	1	100	0,002	S.O.	0,002	0,002	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Batteaux (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine, zones arbustives, forêt	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Boomer (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, pâturage, blé, chanvre	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Decker (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, vergers	2012-2014	0,08	17	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 17 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Don (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine	2012	0,08	1	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 1 échantillon (100 %)[1]	0 détection, 1 échantillon (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Four Mile (ARLA nos 2523836, 2759002)	Vergers, maïs, soja, vignobles, serres	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Grand (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine, forêt, pâturage, maïs, soja	2012-2014	0,08	17	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 17 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Gregory (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, céréales	2012-2014	0,08	14	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 14 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 14 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Griffins (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	0,08	16	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 16 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 16 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Humber (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine	2012-2014	0,08	20	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 20 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 20 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Drain Lebo (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, légumes	2012-2014	0,08	16	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 16 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 16 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Little Ausable (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, chanvre	2012	0,08	2	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 2 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau McGregor (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, légumes	2012-2014	0,08	18	1	6	0,058	0,078	0,04	0,37	1 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	1 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	1 (6 %)	0 (0 %)
Drain McKillop (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Nissouri (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, pâturage	2013	0,08	2	1	50	0,20	0,23	0,20	0,37	1 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	1 détection, 2 échantillons (100 %)[2]	1 (50 %)	0 (0 %)
Ruisseau Otter (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	0,08	16	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 16 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 16 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Reynolds (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé, chanvre	2012-2014	0,08	17	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 17 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Saugeen (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	0,08	17	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 17 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Thames (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Venison (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, forêt, blé, vergers	2012-2014	0,08	17	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 17 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau Whitemans (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, tabac, autres cultures	2012-2014	0,08	18	0	0	0,04	0	0,04	0,04	0 détection, 18 échantillons (100 %)[1]	0 détection, 18 échantillons (100 %)[2]	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Big (ARLA nº 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	0,005	23	23	100	0,064	0,055	0,055	0,29	23 (100 %)	21 (91 %)	1 (4 %)	0 (0 %)
Garvey Glenn (ARLA nº 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	0,005	19	17	89	0,042	0,054	0,026	0,24	17 détections, 19 échantillons (100 %)[1]	10 (53 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Little Ausable (ARLA nº 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	0,005	17	17	100	0,085	0,097	0,044	0,36	17 (100 %)	13 (76 %)	1 (6 %)	0 (0 %)
Ruisseau North (ARLA nº 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	0,005	19	14	74	0,08	0,14	0,012	0,52	14 détections, 19 échantillons (100 %)[1]	8 (42 %)	2 (11 %)	0 (0 %)
Ruisseau White Ash (ARLA nº 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	0,005	18	16	89	0,036	0,065	0,011	0,27	16 détections, 18 échantillons (100 %)[1]	4 (22 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Port de Hamilton, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine	2016	0,005	6	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 6 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Grand, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine, maïs, soja	2016	0,005	12	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 12 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Detroit, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine	2016	0,005	6	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 6 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Little, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine	2016	0,005	6	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 6 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Baie Presqu'île, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine, maïs, soja	2016	0,005	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Cootes Paradise, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine, forêt, maïs, soja	2016	0,005	6	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 6 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fossés autour des champs de maïs[3] (ARLA nº 2526184)	Maïs	2013	0,017	22	22	100	2,3[3]	3,7[3]	0,93[3]	16,2[3]	22 (100 %)[3]	22 (100 %)[3]	15 (68 %)[3]	7 (32 %)[3]
Exutoires de tuyaux de drainage autour des champs de maïs[3] (ARLA nº 2526184)	Maïs	2013	0,017	8	8	100	0,63[3]	1,2[3]	0,097[3]	3,6[3]	8 (100 %)[3]	8 (100 %)[3]	3 (38 %)[3]	1 (13 %)[3]
Ruisseaux, cours d'eau, étangs (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	0,001 (LQ)	42	2	5	0,08	0,51	0,0005	3,3	2 (5 %)	1 (2 %)	1 (2 %)	1 (2 %)
		2014	0,0022	14	9	64	0,018	0,025	0,005	0,079	9 (64 %)	4 (29 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseaux, ponceaux, fossés (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	0,0022	5	5	100	0,033	0,047	0,016	0,12	5 (100 %)	1 (20 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Black (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,035	0,023	0,035	0,051	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,019	0,007	0,019	0,024	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Beckstead (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	0	0	0,00005	0	0,00005	0,00005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,0004	0,0005	0,0004	0,0008	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Branche Est de la rivière Scotch (ARLA nº 2785041)	Forêt, maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	1	50	0,0005	0,0006	0,0005	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,0005	0,0007	0,0005	0,001	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Castor Est (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, pâturage, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,043	0,027	0,043	0,062	2 (100 %)	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,006	0,0007	0,006	0,006	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Greenough (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, pâturage	2015	0,0001	1	0	0	0,00005	S.O.	0,00005	0,00005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,0004	0,0005	0,0004	0,0007	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Kirkwood (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,14	0,035	0,14	0,16	2 (100 %)	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,009	0,005	0,009	0,012	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Little Castor (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,034	0,027	0,034	0,053	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,006	0,003	0,006	0,008	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
McLeod (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	0	0	0,00005	0	0,00005	0,00005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,0005	0,0007	0,0005	0,001	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Middle Castor (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	1	50	0,034	0,045	0,034	0,066	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,001	0,001	0,001	0,002	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Branche Nord de la	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,009	0,007	0,009	0,014	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
rivière Nation Sud (ARLA nº 2785041)		2016	0,0001	2	2	100	0,018	0,021	0,018	0,032	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Nugent (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,006	0,006	0,006	0,01	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,002	0,002	0,002	0,003	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Payne (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,019	0,014	0,019	0,029	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,018	0,009	0,018	0,024	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Shane (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,004	0,004	0,004	0,007	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	0	0	0,00005	0	0,00005	0,00005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Chemin St-Édouard (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	1	50	0,0005	0,0007	0,0005	0,001	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	0	0	0,00005	0	0,00005	0,00005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Branche Ouest de la rivière Scotch (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	0,0001	2	2	100	0,014	0,008	0,014	0,019	2 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	2	100	0,014	0,015	0,014	0,024	2 (100 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Whittaker (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja	2015	0,0001	2	1	50	0,003	0,004	0,003	0,005	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,0001	2	1	50	0,002	0,003	0,002	0,004	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5^e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %;
CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine);
CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5^e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %;
ECCC = Environnement et Changement climatique Canada; ETEU = usine de traitement des eaux usées.

[1] La LD est plus de deux fois supérieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

[2] La LD est plus de deux fois supérieure à la CE_{20} chronique de 0,02 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

[3] Les fossés et les exutoires des tuyaux d'argile autour des champs de maïs peuvent ne pas représenter un habitat aquatique.

Tableau A.7-6 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau de l'Ontario

REMARQUES :
- Les cellules grisées indiquent que le niveau préoccupant est dépassé, ce qui signifie que le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Il y a eu habituellement un à quatre échantillonnages par mois entre avril et novembre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Two Mile (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Vignobles, vergers	2012	15	0,9	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2013	14	4,7	0,4	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2014	12	24	1,8	0,1	1	0,1	< 0,1	0,3
		2015	13	2,3	0,2	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	6	3,1	0,2	< 0,1	2,9	0,2	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Twenty Mile (3 sites) (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA no 2526820)	Soja, maïs	2011	1	22	1,6	0,1	22	1,6	0,1	< 0,1
		2012	11	6,7	0,5	< 0,1	6,5	0,5	< 0,1	< 0,1
		2013	12	32	2,4	0,2	24	1,8	0,1	0,1
		2014	14	24	1,8	0,1	22	1,6	0,1	< 0,1
		2015	14	20	1,5	0,1	11	0,8	0,1	0,1
		2016	5	8	0,6	< 0,1	4,3	0,3	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Four Mile (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Vignobles, vergers, soja	2012	14	2,6	0,2	< 0,1	1,9	0,1	< 0,1	< 0,1
		2013	12	16	1,2	0,1	3,5	0,3	< 0,1	0,1
		2014	14	9,1	0,7	< 0,1	2,4	0,2	< 0,1	0,1
		2015	13	6,5	0,5	< 0,1	1,6	0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	6	3,1	0,2	< 0,1	3,1	0,2	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Big (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287)	Maïs, soja, blé	2012	14	2,4	0,2	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Innisfil (ARLA nos 2523839,	Soja, maïs, blé	2011	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2012	13	2,9	0,2	< 0,1	3,1	0,2	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA nº 2526820)		2013	11	7,2	0,5	< 0,1	4,7	0,4	< 0,1	< 0,1
Drain Lebo (ARLA nºs 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, tomates, blé, serres	2013	12	29	2,2	0,2	20	1,5	0,1	0,1
		2014	14	27	2	0,1	24	1,8	0,1	0,1
		2015	13	22	1,7	0,1	14	1	0,1	0,1
		2016	6	27	2	0,1	29	2,1	0,2	< 0,1
Drain Lebo 1 (ARLA nº 2818733)	Maïs, soja, serres	2017	13	51	3,8	0,3	39	2,9	0,2	0,1
Drain Lebo 10 (ARLA nº 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	9	87	6,5	0,5	43	3,3	0,2	0,3
Drain Lebo 2 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates, serres	2017	13	24	1,8	0,1	18	1,4	0,1	0,1
Site à 200 m en aval du drain Lebo 2 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates, serres	2017	5	15	1,1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
Drain Lebo 3 (ARLA nº 2818733)	Soja, blé, tomates	2017	8	55	4,1	0,3	41	3,1	0,2	0,2
Drain Lebo 4 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates	2017	13	122	9,1	0,6	88	6,6	0,5	0,3
Drain Lebo 5 (ARLA nº 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	12	71	5,3	0,4	65	4,8	0,3	0,2
Drain Lebo 6 (ARLA nº 2818733)	Soja, tomates, blé	2017	11	95	7,1	0,5	86	6,5	0,5	0,2
Drain Lebo 7 (ARLA nº 2818733)	Maïs, tomates	2017	10	34	2,6	0,2	34	2,5	0,2	0,1
Drain Lebo 8 (ARLA nº 2818733)	Serres, tomates, maïs	2017	10	32	2,4	0,2	18	1,4	0,1	0,1
Drain Lebo 9 (ARLA nº 2818733)	Serres, soja, maïs	2017	9	42	3,2	0,2	24	1,8	0,1	0,2
Ruisseau Nissouri (ARLA nºs 2523839,	Maïs, soja	2013	12	15	1,1	0,1	8,1	0,6	< 0,1	0,1
		2015	12	12	0,9	0,1	7	0,5	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
2681876, 2703534, 2834287)		2016	6	11	0,8	0,1	8,3	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière Nottawasaga (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, blé	2012	13	4,4	0,3	< 0,1	2,1	0,2	< 0,1	< 0,1
		2013	11	9,8	0,7	< 0,1	5,2	0,4	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Prudhomme (Ruisseau Old Vineland) (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA no 2526820)	Vergers, vignobles, zone urbaine/ développée	2011	1	23	1,7	0,1	23	1,7	0,1	< 0,1
		2012	13	22	1,7	0,1	5,8	0,4	< 0,1	0,1
		2013	11	16	1,2	0,1	5,6	0,4	< 0,1	0,1
		2014	14	8,1	0,6	< 0,1	4,2	0,3	< 0,1	< 0,1
		2015	14	26	2	0,1	7,6	0,6	< 0,1	0,3
		2016	6	33	2,5	0,2	15	1,2	0,1	0,1
Ruisseau Sturgeon (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, serres, blé, tomates	2012	12	1,7	0,1	< 0,1	0,9	0,1	< 0,1	< 0,1
		2013	12	5,2	0,4	< 0,1	3	0,2	< 0,1	< 0,1
		2014	14	2,8	0,2	< 0,1	2,8	0,2	< 0,1	< 0,1
		2015	13	9,5	0,7	< 0,1	2,9	0,2	< 0,1	0,1
		2016	6	85	6,4	0,5	28	2,1	0,2	0,3
Ruisseau Sturgeon 1 (ARLA nos 2818733)	Serres, soja, tomates	2017	13	19	1,4	0,1	13	1	0,1	0,1
Ruisseau Sturgeon 2 (ARLA no 2818733)	Soja	2017	8	8,7	0,6	< 0,1	5,8	0,4	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Sturgeon 3 (ARLA no 2818733)	Serres, soja	2017	13	8,4	0,6	< 0,1	6,8	0,5	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Sturgeon 4 (ARLA no 2818733)	Serres, tomates	2017	9	7,1	0,5	< 0,1	3,3	0,3	< 0,1	< 0,1
LE1 (ARLA no 2818733)	Maïs, tomates	2017	13	28	2,1	0,1	28	2,1	0,1	< 0,1
Rivière Sydenham (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876,	Soja, maïs, blé	2012	17	16	1,2	0,1	9,5	0,7	0,1	0,1
		2013	10	30	2,2	0,2	24	1,8	0,1	0,1
		2014	14	20	1,5	0,1	13	1	0,1	0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
2703534, 2834287)		2015	13	23	1,7	0,1	10	0,8	0,1	0,1
		2016	6	15	1,1	0,1	16	1,2	0,1	< 0,1
Rivière Thames (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA nº 2526820)	Maïs, soja, blé	2011	1	13	1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
		2012	17	6,4	0,5	< 0,1	4,8	0,4	< 0,1	< 0,1
		2013	11	20	1,5	0,1	22	1,7	0,1	0,1
		2015	12	34	2,6	0,2	7,3	0,5	< 0,1	0,3
		2016	6	10	0,8	0,1	8	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière West Holland (ARLA nos 2523839, 2703534, 2834287)	Soja, maïs, légumes, blé	2013	13	5,1	0,4	< 0,1	4,5	0,3	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Indian (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287; les données de 2011 proviennent d'ECCC, également citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine/ développée	2011	2	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2012	14	0,7	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2013	11	1,6	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2014	8	0,8	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2015	12	0,9	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	5	1,4	0,14	< 0,1	1,6	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Credit (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Highland (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Kossuth (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	1,2	0,1	< 0,1	1,2	0,1	< 0,1	< 0,1
Lac Érié (4 stations) (ARLA nº 2523839)	Sans objet; les sites n'étaient pas près du rivage	2013	4	8,9	0,7	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Lgrand (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Cultures en rangée	2011	1	5	0,4	< 0,1	5	0,4	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Mimico (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sites Nott-Baxter et Nott-SR10 (2 sites) (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Pommes de terre	2011	2	0,9	0,1	< 0,1	0,9	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Spencer (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA nº 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	1,2	0,1	< 0,1	1,2	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Spring (ARLA nos 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Site de référence; aucun pesticide utilisé	2012	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2013	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2015	6	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	4	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Taylor (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA n° 2526820)	Zone urbaine ou gazon	2011	1	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Welland (les données proviennent d'ECCC, citées dans ARLA n° 2526820)	Cultures en rangée	2011	1	1,5	0,1	< 0,1	1,5	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Batteaux (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine, zones arbustives, forêt	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Boomer (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, pâturage, blé, chanvre	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Decker (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja céréales, vergers	2012-2014	17	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Rivière Don (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine	2012	1	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Four Mile (ARLA nos 2523836, 2759002)	Vergers, maïs, soja, vignobles, serres	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Rivière Grand (ARLA nos 2523836, 2759002)	Zone urbaine, forêt, pâturage, maïs, soja	2012-2014	17	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Gregory (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, céréales	2012-2014	14	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Griffins (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	16	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Humber (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Zone urbaine	2012-2014	20	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Drain Lebo (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, légumes	2012-2014	16	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Rivière Little Ausable (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, chanvre	2012	2	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau McGregor (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, légumes	2012-2014	18	39[5]	2,9[5]	0,2	27[5]	2[5]	0,1	0,3
Drain McKillop (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Nissouri (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, blé, pâturage	2013	2	136[5]	10[5]	0,7	136[5]	10[5]	0,7	0,3
Ruisseau Otter (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	16	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Reynolds (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé, chanvre	2012-2014	17	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Rivière Saugeen (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	17	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Rivière Thames (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, céréales, blé	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Venison (ARLA n[os] 2523836, 2759002)	Maïs, soja, forêt, blé, vergers	2012-2014	17	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Whitemans (ARLA nos 2523836, 2759002)	Maïs, soja, tabac, autres cultures	2012-2014	18	27[4]	2[4]	0,1	27[4]	2[4]	0,1	< 0,1
Ruisseau Big (ARLA no 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	23	43	3,2	0,2	37	2,8	0,2	0,2
Garvey Glenn (ARLA no 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	19	28	2,1	0,1	17	1,3	0,1	0,2
Ruisseau Little Ausable (ARLA no 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	17	57	4,2	0,3	29	2,2	0,2	0,2
Ruisseau North (ARLA nos 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	19	53	4	0,3	8	0,6	< 0,1	0,3
Ruisseau White Ash (ARLA nos 2712893)	Maïs, soja, blé	2015	18	24	1,8	0,1	7	0,5	< 0,1	0,2
Port de Hamilton, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nos 2710505)	Zone urbaine	2016	6	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Grand, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nos 2710505)	Zone urbaine, maïs, soja	2016	12	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Detroit, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nos 2710505)	Zone urbaine	2016	6	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Little, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nos 2710505)	Zone urbaine	2016	6	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Baie Presqu'île, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nos 2710505)	Zone urbaine, maïs, soja	2016	2	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Cootes Paradise, influent et effluent de l'UTEU (ARLA nº 2710505)	Zone urbaine, forêt, maïs, soja	2016	6	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Fossés autour des champs de maïs[6] (ARLA nº 2526184)	Maïs	2013	22	1 546[6]	116[6]	8,3[6]	618[6]	46[6]	3,3[6]	11[6]
Exutoires de tuyaux de drainage autour des champs de maïs[6] (ARLA nº 2526184)	Maïs	2013	8	417[6]	32[6]	2,2[6]	65[6]	4,8[6]	0,3[6]	2,4[6]
Ruisseaux, cours d'eau, étangs (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	42	53	4	0,3	0,3	< 0,1	< 0,1	2,2
		2014	14	12	0,9	0,1	3,2	0,2	< 0,1	0,1
Ruisseaux, ponceaux, fossés (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	5	22	1,7	0,1	10	0,8	0,1	0,1
Ruisseau Black (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	23	1,8	0,1	23	1,8	0,1	< 0,1
		2016	2	13	1	0,1	13	1	0,1	< 0,1
Beckstead (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Branche Est de la rivière Scotch (ARLA nº 2785041)	Forêt, maïs, soja, blé	2015	2	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	0,4	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Castor Est (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, pâturage, blé	2015	2	29	2,1	0,2	29	2,1	0,2	< 0,1
		2016	2	3,7	0,3	< 0,1	3,7	0,3	< 0,1	< 0,1
Greenough (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, pâturage	2015	1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Kirkwood (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	90	6,8	0,5	90	6,8	0,5	0,1
		2016	2	5,7	0,4	< 0,1	5,7	0,4	< 0,1	< 0,1
Little Castor (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	23	1,7	0,1	23	1,7	0,1	< 0,1
		2016	2	4	0,3	< 0,1	4	0,3	< 0,1	< 0,1
McLeod (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	0,4	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Middle	Maïs, soja, blé	2015	2	23	1,7	0,1	23	1,7	0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Castor (ARLA nº 2785041)		2016	2	0,7	0,1	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Branche Nord de la rivière Nation Sud (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	6,2	0,5	< 0,1	6,2	0,5	< 0,1	< 0,1
		2016	2	12	0,9	0,1	12	0,9	0,1	< 0,1
Nugent (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	4	0,3	< 0,1	4	0,3	< 0,1	< 0,1
		2016	2	1	0,1	< 0,1	1	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Payne (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	13	1	0,1	13	0,9	0,1	< 0,1
		2016	2	12	1	0,1	12	0,9	0,1	< 0,1
Shane (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	2,6	0,2	< 0,1	2,6	0,2	< 0,1	< 0,1
		2016	2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chemin St-Édouard (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	0,4	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Branche Ouest de la rivière Scotch (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja, blé	2015	2	9,1	0,7	< 0,1	9,1	0,7	< 0,1	< 0,1
		2016	2	9	0,7	< 0,1	9	0,7	< 0,1	< 0,1
Whittaker (ARLA nº 2785041)	Maïs, soja	2015	2	1,8	0,1	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	1,4	0,1	< 0,1	1,4	0,1	< 0,1	< 0,1

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %;
CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine);
CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %;
ECCC = Environnement et Changement climatique Canada; ETEU = usine de traitement des eaux usées.

[1] Quotient de risque = concentration ÷ critère d'effet toxicologique.

[2] Les concentrations moyennes, médianes et maximales mesurées pendant la période d'échantillonnage sont présentées dans le tableau A.7-5.

[3] Comme les concentrations maximales peuvent ne pas avoir été détectées pendant la période de surveillance, les concentrations maximales peuvent être sous-estimées.

[4] La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine détectée, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.

[5] La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a pas été détectée dans la plupart des échantillons, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine détectée, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.

[6] Les fossés et les exutoires des tuyaux d'argile autour des champs de maïs peuvent ne pas représenter un habitat aquatique.

Tableau A.7-7 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta

REMARQUES :
- Dans ses calculs, l'ARLA a assigné une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels aucune clothianidine n'a été détectée.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Quelques plans d'eau ont été échantillonnés une à trois fois entre mai et octobre, tandis que d'autres ont été échantillonnés une à trois fois par mois entre avril et décembre. Les valeurs mesurées aux sites où seuls quelques échantillons ont été prélevés peuvent ne pas être représentatives des concentrations qui prévalent pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Manitoba														
Rivière Rouge à Emerson (ARLA nº 2745819)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2014	0,00176	7	7	100	0,019	0,016	0,017	0,046	7 (100 %)	3 (43 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	6	5	83	0,009	0,007	0,01	0,017	5 (83 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	1	1	100	0,01	S.O.	0,01	0,01	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Rouge à Emerson (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2017	0,0054	3	2	67	0,031	0,024	0,042	0,047	2 détections, 3 échantillons (100 %)[1]	2 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Rouge à Selkirk (ARLA nº 2745819)	Soja, blé, canola, avoine	2014	0,00176	1	1	100	0,012	S.O.	0,012	0,012	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Rouge à Selkirk (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	0,0054	3	2	67	0,025	0,027	0,016	0,055	2 détections, 3 échantillons (100 %)[1]	1 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Rouge à Norbert (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	0,0054	3	2	67	0,025	0,02	0,032	0,041	2 détections, 3 échantillons (100 %)[1]	2 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Assiniboine au nord-ouest de Treesbank (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, maïs	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Assiniboine à Happy Hollow Farm (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, maïs	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Assiniboine en aval de Portage la Prairie (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Assiniboine à Headingley (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, orge, maïs	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Assiniboine à l'artère provinciale 21, au nord de Griswold (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	0,0054	3	1	33	0,006	0,005	0,003	0,012	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Assiniboine à l'artère provinciale 83, au sud de Miniota (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	0,0054	3	1	33	0,013	0,019	0,003	0,035	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	1 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Boyne (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, maïs, blé, canola, avoine	2017	0,0054	3	3	100	0,022	0,009	0,021	0,032	3 (100 %)	2 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Cooks à la route de démarcation de la municipalité rurale (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, avoine, maïs, blé	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Cooks au sud de Millbrook (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, avoine, maïs, blé	2017	0,0054	3	1	33	0,012	0,016	0,003	0,031	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	1 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Edwards (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Icelandic (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière La Salle, à hauteur de la ville de La Salle (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, maïs	2017	0,0054	3	1	33	0,007	0,008	0,003	0,017	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière La Salle à La Barrière (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	0,0054	3	1	33	0,009	0,011	0,003	0,022	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	1 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lac Manitoba (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lac Winnipeg (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	0,0054	3	1	33	0,006	0,006	0,003	0,013	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Little Saskatchewan (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Morris (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, maïs, avoine	2017	0,0054	3	3	100	0,033	0,02	0,032	0,054	3 (100 %)	2 (67 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Oak (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Lac Pelican (ARLA nos 2849359, 2849370)	Blé, canola, soja	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Rat (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	0,0054	3	2	67	0,022	0,02	0,021	0,043	2 détections, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Lac Rock (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé, orge	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Roseau (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2017	0,0054	3	1	33	0,007	0,007	0,003	0,014	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Seine (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Souris à la hauteur de la ville de Souris (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé, maïs	2017	0,0054	2	1	50	0,011	0,012	0,011	0,02	1 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Souris à Melita (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, avoine	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Sturgeon (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, orge, maïs	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Swan (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Willow (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Woody (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Milieux humides saisonniers (classe III) et semi-permanents (classe IV)[2,3] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Canola, blé, avoine, prairie, maïs	Été 2017	0,01	12	2	17	NC	NC	NC	Plage globale : 0,005 – 0,037; Plage des valeurs détectées : 0,031 – 0,037	2 milieux humides avec détections, 12 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	2 milieux humides (17 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
		Automne 2017	0,01	5	0	0	NC	NC	NC	0,005	0 milieu humide avec détections, 5 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
Ruisseau (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	0,001 (LQ)	1	0	0	0,0005	S.O.	0,0005	0,0005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseaux, ponceaux, fossés (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	0,0022	3	0	0	0,0011	0	0,0011	0,0011	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Saskatchewan														
Rivière Assiniboine (ARLA nº 2745819)	Canola et colza, blé	2014	0,00176	6	6	100	0,006	0,005	0,004	0,016	6 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	8	1	13	0,001	0,0004	0,0009	0,002	1 (13 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Battle (ARLA nº 2745819)	Canola et colza, seigle, blé	2015	0,00176	6	1	17	0,001	0,001	0,0009	0,004	1 (17 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2016	0,00176	2	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Avonlea (ARLA nos 2849265, 2849266)	Canola, pois, lentilles, blé	2017	0,0054	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (1000 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Lanigan (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec un peu de pois et de blé	2017	0,0054	8	3	38	0,008	0,008	0,003	0,023	3 détections, 8 échantillons (100 %)[1]	1 (13 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Lightning (ARLA nos 2849265, 2849266)	Canola avec un peu de soja et de blé	2017	0,0054	10	3	30	0,005	0,004	0,003	0,013	3 détections, 10 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau McDonald (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec du blé	2017	0,0054	7	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 7 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Moose Jaw (ARLA nos 2849265, 2849266)	Lentilles, canola, avec du blé	2017	0,0054	9	2	22	0,006	0,006	0,003	0,02	2 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Moose Mountain (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	0,0054	9	1	11	0,009	0,019	0,003	0,059	1 détection, 9 échantillons (100 %)[1]	1 (11 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Oscar (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola	2017	0,0054	10	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 10 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	0,0054	12	3	25	0,006	0,01	0,003	0,038	3 détections, 12 échantillons (100 %)[1]	1 (8 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Saline (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	0,0054	10	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 10 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Souris (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, lentilles, avec du blé	2017	0,0054	9	4	44	0,011	0,01	0,003	0,024	4 détections, 9 échantillons (100 %)[1]	3 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Spirit (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	0,0054	10	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 10 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau Swift Current (2 sites) (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec un peu de pois, de canola et de blé	2017	0,0054	17	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 17 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Willowbrook (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola	2017	0,0054	9	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 9 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Wood (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, pois, avec du blé	2017	0,0054	9	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 9 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Milieux humides temporaires (classe II), saisonniers (classe III), semi-permanents (classe IV) et permanents (classe V)[2,3] (ARLA nos 2526133, 2572395, 2608629, 2612760, 2612761, 2612762, 2712896)	Orge, canola, avoine, blé, prairie (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2012	0,0011 (LQ)	138	49	36	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 0,14; Plage des valeurs détectées : 0,002 – 0,14	49 milieux humides (36 %)	15 milieux humides (11 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie	Été 2012	0,0011 (LQ)	134	69	51	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 3,1; Plage des valeurs détectées : 0,003 – 3,1	69 milieux humides (51 %)	52 milieux humides (39 %)	9 milieux humides (7 %)	1 milieu humide (1 %)
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie	Automne 2012	0,0011 (LQ)	80	4	5	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 0,031; Plage des valeurs détectées : 0,007 – 0,031	4 milieux humides (5 %)	1 milieu humide (1 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2013	0,0026 (LQ)	90	78	87	NC	NC	NC	Plage globale : 0,001 – 0,17; Plage des valeurs détectées : 0,005 – 0,17	78 milieux humides (87 %)	56 milieux humides (62 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
	Orge, canola, avoine, pois, blé, lin, prairie, jachère chimique	Été 2013	0,0011 (LQ)	144	109	76	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 0,58; Plage des valeurs détectées : 0,004 – 0,58	109 milieux humides (76 %)	80 milieux humides (56 %)	7 milieux humides (5 %)	0 milieu humide (0 %)
	Canola, avoine (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2014	0,0008	16	16	100	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0004 – 0,11; Plage des valeurs détectées : 0,004 – 0,11	16 milieux humides (100 %)	11 milieux humides (69 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
	Orge, canola, lin, avoine, lentilles, blé, pois, soja, jachère chimique, prairie, prairie	Été 2014	0,0012-0,0016	Tous les milieux humides										
				115	51	44	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 2,1; Plage des valeurs détectées : 0,006 – 2,1	51 milieux humides (44 %)	27 milieux humides (23 %)	4 milieux humides (3 %)	2 milieux humides (2 %)
				Données pour les milieux humides pertinents, basées sur des renseignements additionnels fournis dans les documents ARLA nos 2870577 et 2870578										

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
				46	13	28	NC	NC	NC	Plage globale : 0,0006 – 0,39; Plage des valeurs détectées : 0,006 – 0,39	13 milieux humides (28 %)	4 milieux humides (9 %)	1 milieu humide (2 %)	0 milieu humide (0 %)
Milieux humides saisonniers (classe III) et semi-permanents (classe IV)[2,3] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Blé, canola, orge, pâturage, lentilles, jachère d'été	Été 2017	0,01	30	5	17	NC	NC	NC	Plage globale : 0,005 – 0,51; Plage des valeurs détectées : 0,015 – 0,51	5 milieux humides avec détections, 30 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	4 milieux humides (13 %)	1 milieu humide (3 %)	0 milieu humide (0 %)
		Automne 2017	0,01	8	0	0	NC	NC	NC	0,005	0 milieu humide avec détections, 8 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
Alberta														
Rivière South Saskatchewan (ARLA no 2745819)	Prairie, pois, blé	2014	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Oldman (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	0,0054	12	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 12 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière South Saskatchewan (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, terres développées, agriculture	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Bow (4 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	0,0054	16	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 16 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Elbow (ARLA nos 2842307, 2842433)	Terres développées, faible perturbation	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer (ARLA no 2745819)	Prairie, pois, blé, canola, colza	2015	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer à Sundre (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer, 1 kilomètre en amont du pont de la Route 2 (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, terres développées, faible perturbation	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer à hauteur du pont Nevis (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer à hauteur du pont Morrin (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	4	1	25	0,005	0,004	0,003	0,011	1 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Red Deer en aval du parc provincial Dinosaur (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture	2017	0,0054	4	1	25	0,009	0,013	0,003	0,029	1 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	1 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière North Saskatchewan (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	0,0054	11	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 11 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Battle (2 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Beaver (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	12	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 12 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Athabasca (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière de la Paix (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Wapiti (2 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Smoky (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Milk (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture	2017	0,0054	4	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 4 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Bigknife (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	0,0054	1	1	100	0,009	S.O.	0,009	0,009	1 (100 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Birch (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Buffalo (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Beaverhill (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	1	33	0,006	0,005	0,003	0,012	1 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Big Valley (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Egg (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau Grizzlybear (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Haynes (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Knechills (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Michichi (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Mosquito (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Meeting (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Seven Persons (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Parlby (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, usage agricole inconnu, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Pothole (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	1	0	0	0,003	S.O.	0,003	0,003	0 détection, 1 échantillon (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Ruisseau Queenie (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Ray (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Ribstone (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Redwillow (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Rosebud (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Scandia (ARI.A nos 2842307, 2842433)	Céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	1	0	0	0,003	S.O.	0,003	0,003	0 détection, 1 échantillon (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Sturgeon (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Serviceberry (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Threehills (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Vermilion (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	3	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 3 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Weiller (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	0,0054	2	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau West Michichi (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	2	1	50	0,012	0,013	0,012	0,02	1 détection, 2 échantillons (100 %)[1]	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Affluent du lac Yellow (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, betterave à sucre, cultures de légumineuses à grains, pommes de terre, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	0,0054	1	0	0	0,003	S.O.	0,003	0,003	0 détection, 1 échantillon (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Milieux humides saisonniers (classe III) et semi-permanents (classe IV)[2, 3] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Blé, canola, avoine, orge, prairie	Été 2017	0,01	18	3	17	NC	NC	NC	Plage globale : 0,005 – 0,038; Plage des valeurs détectées :0,022 – 0,038	3 milieux humides avec détections, 18 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	3 milieux humides (17 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
		Automne 2017	0,01	10	0	0	NC	NC	NC	0,005	0 milieu humide avec détections, 10 milieux humides échantillonnés (100 %)[1]	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)	0 milieu humide (0 %)
50 canaux d'irrigation et renvois[5] (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture	2017	0,0054	194	0	0	0,003[4]	0[4]	0,003[4]	0,003[4]	0 détection, 194 échantillons (100 %)[1, 4]	0 (0 %)[4]	0 (0 %)[4]	0 (0 %)[4]

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
3 sites avec tuyaux de drainage[5] (ARLA nos 2842307, 2842433)	Zone agricole irriguée	2017	0,0054	8	3	38	0,008[4]	0,008[4]	0,003[4]	0,023[4]	3 détections, 8 échantillons (100 %)[1,4]	1 (13 %)[4]	0 (0 %)[4]	0 (0 %)[4]

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %; LQ = limite de quantification; S.O. = sans objet; NC = (valeur) non calculée

[1] La LD est plus de deux fois supérieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

[2] Les milieux humides ont été classés par les chercheurs selon le système de classification défini dans Stewart, R.E. et H.A. Kantrud, 1971. *Classification of natural ponds and lakes in the glaciated Prairie region*. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA. Resource Publication 92. 57 pp.

[3] Chaque milieu humide dans ces ensembles de données a été échantillonné une seule fois au cours de la période, sauf les exceptions suivantes :

a) Pour l'été 2013 et dans l'ensemble de données provenant des documents ARLA nos 2526133 et 2612760, 11 milieux humides dans des zones de culture de canola ont été échantillonnés trois fois aux mois de juin et juillet 2013. La moyenne des trois valeurs a été utilisée pour effectuer les calculs pour chacun des trois milieux humides afin de représenter les concentrations pendant la période d'échantillonnage.

b) Pour le printemps 2014 et dans l'ensemble de données provenant des documents ARLA nos 2572395, 2612761, 16 milieux humides ont été échantillonnés trois à cinq fois entre mai et juin 2014. Les moyennes sur quatre semaines ont été utilisées dans les calculs pour chacun des trois milieux humides afin de représenter les concentrations pendant la période d'échantillonnage.

Les concentrations moyennes et médianes et les écarts-types utilisés pour estimer l'exposition chronique n'ont pas été calculés, car la plupart des milieux humides ont été échantillonnés une seule fois pendant chaque période.

[4] Les canaux d'irrigation et les renvois, ainsi que les sites avec tuyaux de drainage peuvent ne pas représenter des habitats aquatiques.

Tableau A.7-8 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta

REMARQUES :
- Les cellules grisées indiquent que le niveau préoccupant est dépassé, ce qui signifie que le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Quelques plans d'eau ont été échantillonnés une à trois fois entre mai et octobre, tandis que d'autres ont été échantillonnés une à trois fois par mois entre avril et décembre. Les valeurs mesurées aux sites où seuls quelques échantillons ont été prélevés peuvent ne pas être représentatives des concentrations qui prévalent pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Manitoba										
Rivière Rouge à Emerson (ARLA n° 2745819)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2014	7	13	1	0,1	11	0,9	0,1	< 0,1
		2015	6	6,2	0,5	< 0,1	6,7	0,5	< 0,1	< 0,1
		2016	1	6,4	0,5	< 0,1	6,4	0,5	< 0,1	< 0,1
Rivière Rouge à Emerson (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2017	3	20	1,5	0,1	28	2,1	0,2	< 0,1
Rivière Rouge à Selkirk (ARLA n° 2745819)	Soja, blé, canola, avoine	2014	1	8,1	0,6	< 0,1	8,1	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière Rouge à Selkirk (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	3	16	1,2	0,1	10	0,8	0,1	< 0,1
Rivière Rouge à Norbert (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	3	17	1,2	0,1	22	1,6	0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Assiniboine au nord-ouest de Treesbank (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, maïs	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Assiniboine à Happy Hollow Farm (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, maïs	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Assiniboine en aval de Portage la Prairie (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Assiniboine à Headingley (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, orge, maïs	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Assiniboine à l'artère provinciale 21, au nord de Griswold (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	3	3,9	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Assiniboine à l'artère provinciale 83, au sud de Miniota (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	3	8,9	0,7	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Boyne (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, maïs, blé, canola, avoine	2017	3	15	1,1	0,1	14	1,1	0,1	< 0,1
Ruisseau Cooks à la route de démarcation de la municipalité rurale (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, avoine, maïs, blé	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Cooks au sud de Millbrook (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, avoine, maïs, blé	2017	3	8,1	0,6	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Edwards (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Icelandic (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière La Salle, à hauteur de la ville de La Salle (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, maïs	2017	3	4,9	0,4	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière La Salle à La Barrière (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	3	6,1	0,5	0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Lac Manitoba (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Lac Winnipeg (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine	2017	3	4,1	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Little Saskatchewan (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Morris (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, maïs, avoine	2017	3	22	1,7	0,1	21	1,6	0,1	< 0,1
Rivière Oak (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Lac Pelican (ARLA nos 2849359, 2849370)	Blé, canola, soja	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, orge	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Rat (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	3	15	1,1	0,1	14	1,1	0,1	< 0,1
Lac Rock (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé, orge	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Roseau (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, avoine, maïs	2017	3	4,4	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Seine (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola, maïs, avoine	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Souris à la hauteur de la ville de Souris (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, soja, blé, maïs	2017	2	7,5	0,6	< 0,1	7,5	0,6	< 0,1	< 0,1
Rivière Souris à Melita (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja, avoine	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Sturgeon (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, canola, blé, avoine, orge, maïs	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Swan (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Willow (ARLA nos 2849359, 2849370)	Soja, blé, canola	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Woody (ARLA nos 2849359, 2849370)	Canola, blé, soja	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Milieux humides saisonniers (classe III) et semi-permanents (classe IV)[5,6] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Canola, blé, avoine, prairie, maïs	Été 2017	12	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 25	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 1,8	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 25	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 1,8	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
		Automne 2017	5	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
Ruisseau (ARLA nº 2548877)	Agriculture	2013	1	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseaux, ponceaux, fossés (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	3	0,7	0,1	< 0,1	0,7	0,1	< 0,1	< 0,1
Saskatchewan										
Rivière Assiniboine (ARLA nº 2745819)	Canola et colza, blé	2014	6	4	0,3	< 0,1	2,8	0,2	< 0,1	< 0,1
		2015	8	0,7	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Battle (ARLA nº 2745819)	Canola et colza, seigle, blé	2015	6	0,9	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2016	2	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Avonlea (ARLA nos 2849265, 2849266)	Canola, pois, lentilles, blé	2017	8	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Lanigan (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec un peu de pois et de blé	2017	8	5,1	0,4	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Lightning (ARLA nos 2849265, 2849266)	Canola avec un peu de soja et de blé	2017	10	3,3	0,2	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau McDonald (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec du blé	2017	7	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Moose Jaw (ARLA nos 2849265, 2849266)	Lentilles, canola, avec du blé	2017	9	3,9	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Moose Mountain (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	9	6	0,4	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Oscar (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola	2017	10	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	12	4,2	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Saline (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	10	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Souris (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, lentilles, avec du blé	2017	9	7,3	0,5	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Spirit (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola, avec du blé	2017	10	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Swift Current (2 sites) (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, avec un peu de pois, de canola et de blé	2017	17	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Willowbrook (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout du canola	2017	9	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Wood (ARLA nos 2849265, 2849266)	Surtout des lentilles, pois, avec du blé	2017	9	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Milieux humides temporaires (classe II), saisonniers (classe III), semi-permanents (classe IV) et permanents (classe V)[5,6] (ARLA nos 2526133, 2572395, 2608629, 2612760, 2612761, 2612762, 2712896)	Orge, canola, avoine, blé, prairie (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2012	138	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 96	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 7,2	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,5	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 96	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 7,2	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,5	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie	Été 2012	134	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 2072	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 155	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 11	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 2072	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 155	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 11	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 2,1
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie	Automne 2012	80	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 21	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,6	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 21	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,6	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
	Orge, canola, avoine, blé, pois, prairie (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2013	90	Plage de concentrations utilisée : 0,9 – 116	Plage de concentrations utilisée : 0,1 – 8,7	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,6	Plage de concentrations utilisée : 0,9 – 116	Plage de concentrations utilisée : 0,1 – 8,7	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,6	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1
	Orge, canola, avoine, pois, blé, lin, prairie, jachère chimique	Été 2013	144	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 386	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 29	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 2,1	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 386	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 29	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 2,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,4
	Canola, avoine (cultures de l'année précédente)	Printemps (préensemencement) 2014	16	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 75	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 5,6	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,4	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 75	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 5,6	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,4	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
	Orge, canola, lin, avoine, lentilles, blé, pois, soja, jachère chimique, prairie, prairie	Été 2014	Tous les milieux humides							
			115	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 1373	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 103	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 7,3	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 1373	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 103	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 7,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,4
			Données pour les milieux humides pertinents basées sur des renseignements additionnels fournis dans les documents ARLA nos 2870577 et 2870578							
			46	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 259	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 19	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,4	Plage de concentrations utilisée : 0,4 – 259	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 19	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,4	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,3
Milieux humides saisonniers et semi-permanents[5,6] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Blé, canola, orge, pâturage, lentilles, jachère d'été	Été 2017	30	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 342	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 26	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,8	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 342	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 26	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 1,8	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,3
		Automne 2017	8	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
Alberta										
Rivière South Saskatchewan (ARLA no 2745819)	Prairie, pois, blé	2014	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Oldman (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	12	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière South Saskatchewan (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, terres développées, agriculture	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Bow (4 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	16	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Elbow (ARLA nos 2842307, 2842433)	Terres développées, faible perturbation	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Red Deer (ARLA no 2745819)	Prairie, pois, blé, canola, colza	2015	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Red Deer à Sundre (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Red Deer, 1 kilomètre en amont du pont de la Route 2 (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, terres développées, faible perturbation	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Red Deer à hauteur du pont Nevis (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Red Deer à hauteur du pont Morrin (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	4	3,2	0,2	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Red Deer en aval du parc provincial Dinosaur (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture	2017	4	6,1	0,5	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière North Saskatchewan (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture, terres développées	2017	11	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Battle (2 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	8	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Beaver (3 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	12	1,8[4]	[illegible]1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Athabasca (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière de la Paix (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Wapiti (2 sites) (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation, terres développées	2017	8	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Smoky (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Milk (ARLA nos 2842307, 2842433)	Faible perturbation, agriculture	2017	4	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Bigknife (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture, faible perturbation	2017	1	6,2	0,5	< 0,1	6,2	0,5	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Birch (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Buffalo (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Beaverhill (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	3,8	0,3	< 0,1	1,8	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Big Valley (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Egg (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Grizzlybear (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Haynes (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Knechills (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Michichi (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Mosquito (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Meeting (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Seven Persons (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Pipestone (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Parlby (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, usage agricole inconnu, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Pothole (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, cultures de légumineuses à grains, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	1	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Queenie (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Ray (ARLA nos 2842307, 2842433)	Canola, céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Ribstone (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Redwillow (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Rosebud (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Scandia (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	1	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Sturgeon (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Serviceberry (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Threehills (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Vermilion (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	3	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Weiller (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation, terres développées	2017	2	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau West Michichi (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, canola, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	2	7,7	0,6	< 0,1	7,7	0,6	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Affluent du lac Yellow (ARLA nos 2842307, 2842433)	Céréales, betterave à sucre, cultures de légumineuses à grains, pommes de terre, utilisations animales mixtes, faible perturbation	2017	1	1,8[4]	0,1	< 0,1	1,8[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Milieux humides saisonniers (classe III) et semi-permanents (classe IV)[5,6] (ARLA nos 2847073, 2847083)	Blé, canola, avoine, orge, prairie	Été 2017	18	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 25	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 1,9	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4] – 25	Plage de concentrations utilisée : 0,3 – 1,9	Plage de concentrations utilisée : < 0,1 – 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
		Automne 2017	10	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : 3,3[4]	Plage de concentrations utilisée : 0,3	Plage de concentrations utilisée : < 0,1	Plage de concentrations utilisée : < 0,1
50 canaux d'irrigation et renvois[7] (ARLA nos 2842307, 2842433)	Agriculture	2017	194	1,8[4,7]	0,1[7]	< 0,1[7]	1,8[4,7]	0,1[7]	< 0,1[7]	< 0,1[7]
3 sites avec tuyaux de drainage[7] (ARLA nos 2842307, 2842433)	Zone agricole irriguée	2017	8	5,3[7]	0,4[7]	< 0,1[7]	1,8[7]	0,1[7]	< 0,1[7]	< 0,1[7]

N = taille de l'échantillon; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.

[1] Quotient de risque = concentration ÷ critère d'effet toxicologique.

[2] Les concentrations moyennes, médianes et maximales mesurées pendant la période d'échantillonnage sont présentées dans le tableau A.7-7.

[3] Comme les concentrations maximales peuvent ne pas avoir été détectées pendant la période de surveillance, les concentrations maximales peuvent être sous-estimées.

[4]La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a pas été détectée dans aucun échantillon, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient néanmoins des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.
[5]Les milieux humides ont été classés par les chercheurs selon le système de classification défini dans Stewart, R.E. et H.A. Kantrud, 1971. *Classification of natural ponds and lakes in the glaciated Prairie region*. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA. Resource Publication 92. 57 pp.
[6]Chaque milieu humide dans ces ensembles de données a été échantillonné une seule fois au cours de la période, sauf les exceptions suivantes :
a) Pour l'été 2013 et dans l'ensemble de données provenant des documents ARLA nos 2526133 et 2612760, 11 milieux humides dans des zones de culture de canola ont été échantillonnés trois fois aux mois de juin et juillet 2013. La moyenne des trois valeurs a été utilisée pour effectuer les calculs pour chacun des milieux humides.
b) Pour le printemps 2014 et dans l'ensemble de données provenant des documents ARLA nos 2572395, 2612761, 16 milieux humides ont été échantillonnés trois à cinq fois entre mai et juin 2014. Les moyennes sur quatre semaines ont été utilisées dans les calculs pour chacun des milieux humides.
Les concentrations moyennes et médianes et les écarts-types utilisés pour estimer l'exposition chronique n'ont pas été calculés, car la plupart des milieux humides ont été échantillonnés une seule fois pendant chaque période. Les quotients de risque ont été calculés à l'aide de la plage de concentrations, en l'absence d'un niveau d'exposition chronique.
[7]Les canaux d'irrigation et les renvois, ainsi que les sites avec tuyaux de drainage peuvent ne pas représenter des habitats aquatiques.

Tableau A.7-9 Statistiques sommaires pour la clothianidine mesurées dans les plans d'eau de Colombie-Britannique

REMARQUES :
- Dans ses calculs, l'ARLA a assigné une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels aucune clothianidine n'a été détectée.
- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Il y a généralement eu un à trois échantillonnages par mois entre mai et décembre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Alouette (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, maïs, petits fruits	2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	9	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Chilliwack (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts	2015	0,00176	9	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Coquitlam (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts	2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Fishtrap (ARLA nº 2707947)	Petits fruits, maïs, serres	2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	8	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Rivière Harrison (ARLA nº 2707947)	Agriculture	2015	0,00176	9	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fondrière Hope (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts, maïs	2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		2015	0,00176	8	3	38	0,003	0,003	0,009	0,011	3 (38 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Murdo (ARLA nº 2707947)	Forêts	2014	0,00176	7	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Okanagan (ARLA nº 2707947)	Vergers, vignobles, légumes, fruits	2015	0,00176	2	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Okanagan; amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, maïs, bleuets	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Okanagan; aval (ARLA nº 2842180)	Arbres fruitiers, raisins	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Canal Vedder (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts, agriculture	2015	0,00176	9	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Gold (ARLA nº 2889992)	Aucune agriculture dans le bassin	2016	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fondrière Katzie (ARLA nº 2889992)	Petits fruits, herbe, fourrage, plantes ornementales et arbustes	2016	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fondrière Matsqui (ARLA nº 2889992)	Petits fruits, herbe, fourrage, maïs, pépinières	2016	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Scott (ARLA nº 2889992)	Zone résidentielle, terrain de golf	2016	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Canal de drainage Sumas (ARLA nº 2889992)	Pommes de terre, légumes, cultures fourragères (maïs ou pois), petits fruits, gazon, maïs sucré, céréales, oléagineux et jachère, floriculture, pépinières	2016	0,00176	5	1	20	0,001	0,0005	0,0009	0,002	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Canal du lac Sumas; amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, maïs, bleuets, pommes de terre, légumes	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Canal du lac Sumas; aval (ARLA nº 2842180)	Pommes de terre, légumes, maïs, petits fruits, céréales, oléagineux	2017	0,005	8	1	13	0,003	0,002	0,003	0,009	1 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Sumas à la frontière (ARLA nº 2889992)	La rivière coule du Canada aux États-Unis	2016	0,00176	5	0	0	0,0009	0	0,0009	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Fondrière Cohilukthan (ARLA nº 2842180)	Pommes de terre, légumes, petits fruits, céréales, oléagineux, maïs	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Middle Vernon; amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, blé, vergers	2017	0,005	8	2	25	0,004	0,002	0,003	0,008	2 détections, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Middle Vernon; aval (ARLA nº 2842180)	Arbres fruitiers, petits fruits, raisins, pommes de terre, légumes	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	**CE_{20} chronique = 0,02 µg/L**	**CSEO mésocosme = 0,281 µg/L**	**CD_5 aiguë = 1,5 µg/L**
Ruisseau Mission; amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, blé, vergers	2017	0,05	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Mission; aval (ARLA nº 2842180)	Arbres fruitiers, raisins	2017	0,05	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Naramata; amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, vergers, vignobles	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Naramata; aval (ARLA nº 2842180)	Raisins, arbres fruitiers	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Nicomekl; amont (ARLA nº 2842180)	Petits fruits, pépinières et plantes ornementales	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Rivière Nicomekl; aval (ARLA nº 2842180)	Petits fruits, pommes de terre, légumes, maïs	2017	0,005	8	4	50	0,026	0,056	0,004	0,16	4 détections, 8 échantillons (100 %)[1]	2 (25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Trout; amont (ARLA nº 2842180)	Blé, forêts, zones arbustives	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ruisseau Trout; aval (ARLA nº 2842180)	Arbres fruitiers, raisins, pommes de terre, légumes	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Plan d'eau vive sans application de pesticide (ARLA nº 2842180)	Aucune culture	2017	0,005	8	0	0	0,003	0	0,003	0,003	0 détection, 8 échantillons (100 %)[1]	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Plan d'eau (source de données)	Principale utilisation des terres	Année	LD (µg/L)	N	N avec détection	% détection	Moyenne (µg/L)	É.-T.	Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	N (% d'échantillons) dépassant les critères d'effet toxicologique			
											CD_5 chronique = 0,0015 µg/L	CE_{20} chronique = 0,02 µg/L	CSEO mésocosme = 0,281 µg/L	CD_5 aiguë = 1,5 µg/L
Fondrière, eau à la lisière d'un champ (ARLA nº 2548876)	Agriculture	2014	0,0022	2	1	50	0,019	0,025	0,019	0,037	1 (50 %)	1 (50 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

LD = limite de détection; N = taille de l'échantillon; É.-T. = écart-type; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %;
CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine);
CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.
[1]La LD est plus de deux fois supérieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection, on obtient quand même une concentration qui dépasse le critère d'effet toxicologique. Par conséquent, tous les échantillons, y compris les échantillons sans clothianidine détectée à la moitié de la limite de détection, dépassent le critère d'effet toxicologique.

Tableau A.7-10 Quotients de risque pour la clothianidine mesurés dans les plans d'eau de la Colombie-Britannique

REMARQUES :
- Les cellules grisées indiquent que le niveau préoccupant est dépassé, ce qui signifie que le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.

- La fréquence d'échantillonnage et la durée de la période d'échantillonnage variaient entre les ensembles de données. Il y a généralement eu un à trois échantillonnages par mois entre mai et décembre. À certains sites, il n'y a eu que quelques échantillonnages sur une courte période, et les valeurs mesurées peuvent donc ne pas être représentatives des concentrations pendant toute la saison de croissance.

Plan d'eau (source de données)	Utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Rivière Alouette (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, maïs, petits fruits	2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2015	9	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Chilliwack (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts	2015	9	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Coquitlam (ARLA nº 2707947)	Zone urbaine, forêts	2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Fishtrap (ARLA nº 2707947)	Petits fruits, maïs, serres	2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2015	8	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Harrison (ARLA nº 2707947)	Agriculture	2015	9	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Fondrière Hope (ARLA nº2707947)	Zone urbaine, forêts, maïs	2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
		2015	8	1,7	0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Murdo (ARLA nº2707947)	Forêts	2014	7	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Okanagan (ARLA nº2707947)	Vergers, vignobles, légumes, fruits	2015	2	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Okanagan; amont (ARLA nº2842180)	Zone urbaine, forêts, maïs, bleuets	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Okanagan; aval (ARLA nº2842180)	Arbres fruitiers, raisins	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Canal Vedder (ARLA nº2707947)	Zone urbaine, forêts, agriculture	2015	9	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Gold (ARLA nº2889992)	Aucune agriculture dans le bassin	2016	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fondrière Katzie (ARLA nº2889992)	Petits fruits, herbe, fourrage, plantes ornementales et arbustes	2016	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fondrière Matsqui (ARLA nº2889992)	Petits fruits, herbe, fourrage, maïs, pépinières	2016	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Scott (ARLA nº2889992)	Zone résidentielle, terrain de golf	2016	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Canal de drainage Sumas (ARLA nº 2889992)	Pommes de terre, légumes, cultures fourragères (maïs ou pois), petits fruits, gazon, maïs sucré, céréales, oléagineux et jachère, floriculture, pépinières	2016	5	0,7	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Canal du lac Sumas, amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, maïs, bleuets, pommes de terre, légumes	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Canal du lac Sumas, aval (ARLA nº 2842180)	Pommes de terre, légumes, maïs, petits fruits, céréales, oléagineux	2017	8	2,2[5]	0,2	< 0,1	1,7[5]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Sumas à la frontière (ARLA nº 2889992)	La rivière coule du Canada aux États-Unis	2016	5	0,6	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fondrière Cohilukthan (ARLA nº 2842180)	Pommes de terre, légumes, petits fruits, céréales, oléagineux, maïs	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Middle Vernon, amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, blé, vergers	2017	8	2,4[5]	0,1	< 0,1	1,7[5]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Middle Vernon, aval (ARLA nº 2842180)	Arbres fruitiers, petits fruits, raisins, pommes de terre, légumes	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Mission, amont (ARLA nº 2842180)	Zone urbaine, forêts, blé, vergers	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1

Plan d'eau (source de données)	Utilisation des terres	Année	N	Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations moyennes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque chronique[1] calculés selon les concentrations médianes[2] et les critères d'effet toxicologique chronique			Quotients de risque aigu[1] calculés selon les concentrations maximales[2,3] et le critère d'effet toxicologique aigu
				CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 chronique (0,0015 µg/L)	CE_{20} chronique (0,02 µg/L)	CSEO mésocosme (0,281 µg/L)	CD_5 aiguë (1,5 µg/L)
Ruisseau Mission; aval (ARLA nº2842180)	Arbres fruitiers, raisins	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Naramata; amont (ARLA nº2842180)	Zone urbaine, forêts, vergers, vignobles	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Naramata; aval (ARLA nº2842180)	Raisins, arbres fruitiers	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Nicomekl; amont (ARLA nº2842180)	Petits fruits, pépinières et plantes ornementales	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Rivière Nicomekl; aval (ARLA nº2842180)	Petits fruits, pommes de terre, légumes, maïs	2017	8	18	1,3	0,1	2,7	0,2	< 0,1	0,1
Ruisseau Trout; amont (ARLA nº2842180)	Blé, forêts, zones arbustives	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Ruisseau Trout; aval (ARLA nº2842180)	Arbres fruitiers, raisins, pommes de terre, légumes	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Plan d'eau vive sans application de pesticide (ARLA nº2842180)	Aucune culture	2017	8	1,7[4]	0,1	< 0,1	1,7[4]	0,1	< 0,1	< 0,1
Fondrière, eau à la lisière d'un champ (ARLA nº2548876)	Agriculture	2014	2	13	0,9	0,1	13	0,9	0,1	< 0,1

N = taille de l'échantillon; CD_5 chronique = 5e centile de la DSE pour la CSEO à un intervalle de confiance de 50 %; CE_{20} = concentration entraînant un effet pour 20 % de la population (c'est le critère d'effet chronique pour l'espèce unique la plus sensible pour la clothianidine); CSEO = concentration sans effet observé; CD_5 aiguë = 5e centile de la DSE pour la CL_{50} (concentration létale médiane) à un intervalle de confiance de 50 %.

[1] Quotient de risque = concentration ÷ critère d'effet toxicologique.

[2] Les concentrations moyennes, médianes et maximales mesurées pendant la période d'échantillonnage sont présentées dans le tableau A.7-9.

[3] Comme les concentrations maximales peuvent ne pas avoir été détectées pendant la période de surveillance, les concentrations maximales peuvent être sous-estimées.

[4]La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a été détectée dans aucun échantillon, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine détectée, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.

[5]La limite de détection pour ces échantillons était plus de deux fois supérieure au critère d'effet chronique. Même si la clothianidine n'a pas été détectée dans la plupart des échantillons, si on assigne la moitié de la limite de détection aux échantillons sans clothianidine détectée, on obtient tout de même des concentrations moyennes et médianes qui dépassent le critère d'effet toxicologique chronique. Par conséquent, les quotients de risque calculés dépassent le niveau préoccupant.

Annexe VIII Modifications proposées aux étiquettes des produits contenant de la clothianidine

Les modifications proposées aux étiquettes ci-dessous ne comprennent pas toutes les exigences relatives à l'étiquetage des produits individuels, notamment les énoncés relatifs à l'élimination et les mises en garde. Les renseignements figurant sur les étiquettes des produits actuellement homologués ne devraient pas être supprimés, à moins qu'ils ne contredisent les énoncés suivants.

Ajouter à la rubrique MISES EN GARDE ENVIRONNEMENTALES :

TOXIQUE pour les organismes aquatiques et les plantes terrestres non ciblées. Respecter les zones tampons indiquées sous la rubrique MODE D'EMPLOI.

Afin de réduire le ruissellement des zones traitées vers les habitats aquatiques, éviter d'appliquer le produit dans les endroits présentant une pente modérée à prononcée ou un sol compacté ou argileux.

Ne pas appliquer lorsque de fortes pluies sont prévues.

On peut réduire la contamination des zones aquatiques par le ruissellement en prévoyant une bande de végétation entre la zone traitée et le bord du plan d'eau.

Ajouter à la rubrique MODE D'EMPLOI :

Comme ce produit n'est pas homologué pour la lutte contre les organismes nuisibles dans les milieux aquatiques, NE PAS utiliser pour supprimer les organismes nuisibles aquatiques.

NE PAS contaminer les approvisionnements en eau d'irrigation ou en eau potable ou les habitats aquatiques en nettoyant l'équipement ou en éliminant les déchets.

Application par pulvérisateur agricole : **NE PAS** appliquer par temps calme. Éviter d'appliquer lorsque le vent souffle en rafales. **NE PAS** appliquer en gouttelettes d'un diamètre inférieur à la classification « grosses gouttelettes » de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE S572.1). La rampe de pulvérisation doit se trouver à 60 cm ou moins au-dessus de la culture ou du sol.

Application par pulvérisateur pneumatique : **NE PAS** appliquer par calme plat ni lorsque le vent souffle en rafales. **NE PAS** orienter le jet directement au-dessus des végétaux à traiter. À l'extrémité des rangs et le long des rangs extérieurs, couper l'alimentation des buses pointant vers l'extérieur. **NE PAS** appliquer lorsque la vitesse du vent est supérieure à 16 km/h sur le site de traitement (d'après les lectures prises à l'extérieur du site, côté face au vent).

Application aérienne : **NE PAS** appliquer par calme plat ni lorsque le vent souffle en rafales. **NE PAS** appliquer lorsque la vitesse du vent est supérieure à 16 km/h à la hauteur de vol, au-dessus du site d'application. **NE PAS** appliquer avec des gouttelettes

d'un calibre inférieur à la classification « gouttelettes grossières » de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE S572.1). Afin de réduire la dérive causée par la turbulence créée par les tourbillons en bout d'aile ou de rotor, la répartition des buses le long de la rampe de pulvérisation NE DOIT PAS dépasser 65 % de l'envergure de l'aile ou du rotor.

Zones tampons :

Le traitement ponctuel par pulvérisateur à main **NE NÉCESSITE PAS** de zone tampon. Le mouillage du sol et l'incorporation au sol **NE NÉCESSITENT PAS** de zone tampon.

Les zones tampons indiquées dans les tableaux ci-dessous sont requises pour assurer une séparation entre le point d'application directe du produit et la lisière la plus proche, dans la direction du vent, des habitats terrestres vulnérables (p. ex., prairies, forêts, brise-vent, terres à bois, haies, zones riveraines et zones arbustives), les habitats d'eau douce sensibles (tels que les lacs, les rivières, les fondrières, les étangs, les fondrières des prairies, les ruisseaux, les marais, les cours d'eau, les réservoirs et les milieux humides), ainsi que les habitats estuariens et marins.

Méthode d'application	Culture		Zones tampons (mètres) requises pour assurer la protection de :				
			Habitats d'eau douce d'une profondeur :		Habitats estuariens et marins d'une profondeur :		Habitats terrestres :
			inférieure à 1 m	supérieure à 1 m	inférieure à 1 m	supérieure à 1 m	
Pulvérisateur agricole	Raisins		50	25	1	1	0
	Pommes de terre		70	35	1	0	0
	Cucurbitacées		85	45	1	1	0
	Patates douces, fraise s		90	45	2	1	1
	Gazon		120	65	2	1	1
Pulvérisateur pneumatique	Raisins	Début de la croissance	50	45	2	1	0
		Fin de la croissance	40	35	1	1	0
	Fruits à pépins, fruits à noyaux	Début de la croissance	60	50	5	2	0
		Fin de la croissance	50	40	3	1	0
Équipement aérien	Pommes de terre	Voilure fixe	800	800	1	0	0
		Voilure rotative	800	800	1	0	0

Pour les mélanges en cuve, consulter les étiquettes des produits d'association et observer la zone tampon la plus grande (la plus restrictive) pour les produits en cause dans le mélange en cuve, et appliquer le mélange en utilisant la classe de gouttelettes les plus grosses (ASAE) indiquée sur les étiquettes de ces produits d'association.

Les zones tampons prévues pour ce produit, hormis les exceptions suivantes, peuvent être modifiées en fonction des conditions météorologiques et de la configuration de l'équipement de pulvérisation en utilisant le Calculateur de zone tampon sur le site Web de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Les zones tampons de 120 m (pulvérisateur agricole) ou de 800 m (équipement aérien) NE PEUVENT PAS être modifiées.

Liste des références

A. Études et renseignements présentés par les titulaires

A.1 Évaluation des effets et du devenir dans l'environnement

Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2712665	Li, D. et al., 2013, Acute immobilization of four neonicotinoid insecticides to Daphnia magna Straus, DACO: 9.3.2
2712666	de Perre, C., Murphy, T.M., Lydy, M.J., 2015, Fate and effects of clothianidin in fields using conservation practices, DACO: 9.3.2,9.3.4
2712667	Hayasaka, D., 2013, Comparison of acute toxicity of two neonicotinoid insecticides, imidacloprid and clothianidin to five cladoceran species, DACO: 9.3.2,9.3.5
2712686	Barbee, G.C. and Stout, M.J., 2009, Comparative acute toxicity of neonicotinoid and pyrethroid insecticides to non-target crayfish (Procambarus clarkia) associated with rice-crayfish crop rotations, DACO: 9.3.4
2712687	Cavallaro, M.C., C.A. Morrissey, J.V. Headley, K.M. Peru, and K. Liber, 2017, Comparative chronic toxicity of imidacloprid, clothianidin, and thiamethoxam to Chironomus dilutus and estimation of toxic equivalency factors, Environmental Toxicology and Chemistry. 36(2): 372-382, DACO: 9.3.4
2712688	Prosser, R.S. et al., 2016, Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides, DACO: 9.3.4
2712690	Whiting, S.A. and Lydy, M.J., 2015, A site-specific ecological risk assessment for corn-associated insecticides, DACO: 9.3.4
2712705	Stevens, M.M., Helliwell, S. and Hughes, P.A., 2005, Toxicity of Bacillus thuringiensis var. israelensis formulations, spinosad, and selected synthetic insecticides to Chironomus tepperi larvae, DACO: 9.3.5

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1039671	2001, OECD Document M: Tier II Annex III: Summaries on the Formulated Product Clothianidin (TI-435) 600 FS, DACO: 12.7
1039673	2001, OECD Document N: Tier III Overall Summaries and Assessment on Clothianidin (TI-435), DACO: 12.7
1194126	2000, OECD/IIA/7.6: Photolysis Of [Nitoimino-14c]Ti-435 And [Thiozolyl-2-14c] Ti-435 In Sterile Aqueous Buffer Solution., DACO: 8.2.3.3.2
1194139	2000, OECD/IIA/7.6: Photolysis Of Ti-435 In Natural Us-Water. P.Babczinski. Completion Date: December 7,2000. (110262;M1120992-4). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.6, Oppts# 835.2240, PMRA DACO# 8.2.3.3.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.3.2
1194141	OECD/IIA/8.3.1.1: Ti-435 Technical: A 48-Hour Static Acute Toxicity Test With The Cladoceran (Daphnia Magna). S.Palmer, J.Macgregor And H.Krueger. Completion Date: October 27,2000. (110004;149a-122;T5820701). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.3.1.1, Oppts# 850.1010, PMRA DACO# 9.3.2; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.2
1194142	OECD/IIA/8.3.1.1: Acute Toxicity Of Ti 435-Thiazolylmethylguanidine (Techn.) To Water Fleas (Daphnia Magna). B.Hendel. Completion Date: September 22,2000. (110021;E3201881-3). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.3.1.1, Oppts# 850.1010, PMRA DACO# 9.3.2; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.2
1194144	OECD/IIA/8.3.1.1: Acute Toxicity Of *N*-Methylnitroguanidine (Techn.) To Water Fleas (Daphnia Magna). B.Hendel. Completion Date: September 22,2000. (110064;E3201880-2). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.3.1.1, Oppts# 850.1010, PMRA DACO# 9.3.2; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 3;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.2
1194145	OECD/IIA/8.3.1.1: Acute Toxicity Of Ti 435-Thiazolylnitroguanidine (Techn.) To Water Fleas (Daphnia Magna). B.Hendel. Completion Date: September 22,2000. (110022;E3201879-0). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.3.1.1, Oppts# 850.1010, PMRA DACO# 9.3.2; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 4;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.2
1194147	OECD/IIA/8.3.2: Ti 435 Technical: Daphnia Magna Reproduction Test (21 D). M.Noack And T.Geffke. Completion Date: June 4,1998.

(110018;Dre54471/Cdr54471). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.3.2, Oppts# 850.1300, PMRA DACO# 9.3.3; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.3

1194152 2000, OECD/IIA/7.6: Calculation Of Half-Lives Of Ti-435 And Its Main Metabolites Generated By Photolysis In Sterile Aqueous Buffer Solution. T.Schad. Completion Date: April 19,2000. (110124;P668006756). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.6, Oppts# 835.2240, PMRA DACO# 8.2.3.3.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 3;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.3.2

1194168 OECD/IIA/8.5.1: Ti-435: Comparative Acute Toxicity Of Chironomus Riparius With Tzmu, Mu, Tzng And Mng. S.Mattock. Completion Date: January 9,2001. (110171;586/218). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.5.1, Oppts# 850.1735 & 850.1740, PMRA DACO# N/A; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.4

1194187 OECD/IIA/8.5.2: Influence Of Ti 435 Technical On Development And Emergence Of Larvae Of Chironomus Riparius In A Water-Sediment System. Dr.F.Heimbach. Completion Date: April 30,1999. (110065;E4161397-1). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.5.2, Oppts# N/A, PMRA DACO# N/A; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.4

1194188 OECD/IIA/8.5.2: Influence Of Tmg (Tech.) On Development And Emergence Of Larvae Of Chironomus Riparius In A Water-Sediment System. Dr.F.Heimbach. Completion Date: December 15,1998. (110179;E4161380-3). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.5.2, Oppts# N/A, PMRA DACO# N/A; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.3.4

1194195 2000, OECD/IIA/7.6: Calculation Of Half-Lives Of Ti-435 And Its Main Metabolites Generated By Photolysis In Natural Water. T.Schad. Completion Date: April 14,2000. (110125;P668006762). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.6, Oppts# 835.2240, PMRA DACO# 8.2.3.3.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 4;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.3.2

1194202 OECD/IIA/8.11.1: Ti-435 Technical: A 96-Hour Flow-Through Acute Toxcity Test With The Saltwater Mysid (Mysidopsis Bahia). K.Drottar, J.Macgregor And H.Krueger. Completion Date: August 15,2000. (110058;197a-101). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.11.1, Oppts# 850.1025, PMRA DACO# 9.4.2; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.4.2

1194203 OECD/IIA/8.11.1: Ti-435 Technical: Oyster, Acute Toxicity Test (Shell Deposition), Limit Test, Flow-Through, 96h. D.Scheerbaum. Completion Date: November 8,1999. (110174;Doa60771;980902tu;Doa6077-). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.11.1, Oppts# 850.1025, PMRA DACO# 9.4.4; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 3;Submitted: April 30,2001] [*Note-Page#32 Of 32 Missing], DACO: 9.4.4

1194204 OECD/IIA/8.11.1: Ti-435 Technical: A Flow-Through Life-Cycle Toxicity Test With The Saltwater Mysid (Mysidopsis Bahia). K.Drottar, J.Macgregor And H.Krueger. Completion Date: October 31,2000. (110167;197a-103). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 8.11.1, Oppts# 850.1035, PMRA DACO# 9.4.5; OECD Point 8: Ecotoxicology. Reference Number 4;Submitted: April 30,2001], DACO: 9.4.5

1194206 1999, OECD/IIA/7.6: Determination Of The Quantum Yield And Assessment Of The Environmental Half-Life Of The Direct Photodegradation Of Ti-435 In Water. E.Hellpointner. Completion Date: August 2, 1999. (110126;M1430953-5). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.6, Oppts# 835.2240, PMRA DACO# 8.2.3.3.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 5;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.3.2

1194208 2000, OECD/IIA/7.8.1: [14c]Ti-435: Aerobic Aquatic Biotransformation. S.Swales. Completion Date: November 28,2000. (110250;1820/3;T5882401). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.8.1, Oppts# 835.4300, PMRA DACO# 8.2.3.5.2 & 8.2.3.5.4; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.5.2,8.2.3.5.4

1194209 2000, OECD/IIA/7.8.3: Aerobic Degradation And Metabolism Of Ti-435 In The Water/Sediment System. M.Gilges And B.Brumhard. Completion Date: April 14,2000. (119870;M1510842-1). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.8.3, Oppts# N/A, PMRA DACO# 8.2.3.5.4; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.5.4

1194210 OECD/IIA/7.8.3: Anaerobic Aquatic Metabolism For The Active Ingredient Ti-435. J.Reddemann. Completion Date: December 13,2000. (110253;M1520859-0). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.8.3, Oppts# 835.4400, PMRA DACO# 8.2.3.5.5 & 8.2.3.5.6; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.5.6

1194671 2000, Aerobic Degradation And Metabolism Of TI-435 In Four Soils OECD/IIA/7.1.1/&/IIIA/9.1.1/&/IIA/7.2.1, OECD/IIA/7.2.1/&/IIIA/9.1.1/&/IIA/7.1.1,

OECD/IIIA/9.1.1/&/IIA/7.1.1/&/IIA/7.2.1, DACO: 8.2.3.4.2

1194675 2000, OECD/IIA/7.1.1/&/IIIA/9.1.1/&/IIA/7.2.1, OECD/IIA/7.2.1/&/IIA/7.1.1/&/IIIA/9.1.1, OECD/IIIA/9.1.1/&/IIA/7.1.1/&/IIA/7.2.1: Aerobic Degradation And Metabolism Of Ti-435 In Six Soils., DACO: 8.2.3.4.2

1194678 1999, OECD/IIA/7.1.3: Photolysis Of [Guanidine-14c]Ti-435 On Soil Surface., DACO: 8.2.3.3.1

1194679 2000, OECD/IIA/7.2.3: Degradation Of 14c-Mng, Degradate Of Ti-435, In Three Different Soils., DACO: 8.2.3.4.2

1194681 2000, OECD/IIA/7.2.3: Degradation Of 14c-Tzng, A Degradate Of Ti-435, In Three Different Soils., DACO: 8.2.3.4.2

1194682 OECD/IIA/7.4.1: [14c]Ti-435: Adsorption/Desorption In Soil. C.Lewis. Completion Date: August 17,2000. (110254;586/139). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.1, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194683 OECD/IIA/7.4.1: Time Dependent Sorption Of Ti-435 In Two Different Soils. H.Stupp. Completion Date: January 17,2001. (110121;M1311032-1). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.1, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194684 OECD/IIA/7.4.2: Adsorption/Desorption Of 14c-Mng, A Degradate Of Ti-435, On Five Different Soils. R.Dorn And W.Hein. Completion Date: December 19,2000. (110256;Tak02). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.2, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194685 OECD/IIA/7.4.2: Adsorption/Desorption Of 14c-Tzng, A Degradate Of Ti-435, On Five Different Soils. M.Mondel And W.Hein. Completion Date: December 19,2000. (110255;Tak01). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.2, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 2;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194686 OECD/IIA/7.4.2: Adsorption/Desorption Of 14c-Tzmu, A Degradate Of Ti-435, On Five Different Soils. R.Dorn And W.Hein. Completion Date: December 19,2000. (110257;Tak03). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.2, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 3;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194687 OECD/IIA/7.4.2: Adsorption/Desorption Of 14c-Tmg, A Degradate Of Ti-435, On Five Different Soils. R.Dorn And W.Hein. Completion Date: December 18,2000. (110258;Tak04). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.4.2, Oppts# 835.1230, PMRA DACO# 8.2.4.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 4;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.4.2

1194688 2001, OECD/IIA/7.4.7: Degradation And Translocation Behavior Of The Insecticide Active Ingredient Ti-435 Under Field Conditions In A Lysimeter (Autumn Application)., DACO: 8.3.2.3

1194689 2001, OECD/IIA/7.4.7: Degradation And Translocation Behavior Of The Insecticide Ti-435 In A Lysimeter Under Field Conditions., DACO: 8.3.2.3

1194690 2000, OECD/IIA/7.5: (14c)Ti-435: Hydrolytic Stability. C.Lewis. Completion Date: June 5,2000. (110259;586/140). [Clothianidin Technical;Subn#2001-1293;OECD# IIA 7.5, Oppts# 835.2120, PMRA DACO# 8.2.3.2; OECD Point 7: Fate And Behaviour In The Environment. Reference Number 1;Submitted: April 30,2001], DACO: 8.2.3.2

1194853 2001, Ti-435 -Terrestrial Field Dissipation Study, North Dakota, 1998., DACO: 8.3.2.2

1194854 2001, Ti-435 -Terrestrial Field Dissipation Study, Ontario, Canada, 1998., DACO: 8.3.2.1

1194855 2001, Ti-435 -Terrestrial Field Dissipation Study, Saskatchewan, Canada, 1998, DACO: 8.3.2.1

1194863 2001, Ti-435 Residue Levels In Corn Seeds And Seedlings, DACO: 9.6.5

1194898 2001, Terrestrial Field Dissipation Study, Wisconsin, 1998., DACO: 8.3.2.2

1194899 2001, Ti-435 -Terrestrial Field Dissipation Study, Ohio, 1998, DACO: 8.3.2.2

1464604 2006, [Thiazole-2-14C]Clothianidin Seed Leaching Study, DACO: 8.5

1464605 2006, Clothianidin: Long-term Hydrolytic Degradation, DACO: 8.5

1544535 2001, T1-435 - Terrestrial Field Dissipation Study, Washington,1998, DACO: 8.3.2.2

1636640 2006, Clothianidin - Toxicity to midge (Chironomus tentans) during a 10-day sediment exposure, DACO: 9.2.8,9.3.5,9.4.6,9.5.4,9.6.4,9.6.6,9.8.6,9.9,IIIA 10.10.1

1636641 2008, Fate and ecological effects of TI-435 50 WG in a outdoor freshwater mesocosm study, DACO: 9.3.6,9.4.7,9.5.5,IIIA 10.2.3

1636689 2006, Clothianidin: Long-term hydrolytic degradation, DACO: 8.2.3.6,8.2.4.6,8.5.2,8.6,IIIA 9.10.1

1636690 2008, [Thiazolyl-2-14C]-Clothianidin: Seed leaching study, DACO:

8.2.4.4,IIIA 9.3.3

2465501 2009, Determination of the Residues of TI-435 in/on Soil, Winter Wheat and Durum Wheat after Seed Treatment of TI 435 (600FS) in Germany, Southern France and Great Britain, DACO: 8.3.2.3,8.6

2465502 2014, Clothianidin Plant Bioavailability and Soil Accumulation Study, DACO: 8.3.2.1,8.3.2.2,8.6,9.9

2491176 2006, [Thiazolyl-2-14C]-Clothianidin: Aerobic Aquatic Metabolism, DACO: 8.2.3.5.4

2555839 2015, Amendment 1 to Clothianidin Plant Bioavailability and Soil Accumulation Study, DACO: 8.3.4

2615168 2016, Life-Cycle Toxicity Test Exposing Midges (Chironomus dilutus) to Clothianidin Applied to Sediment Under Static-Renewal Conditions Following EPA Test Methods, DACO: 9.3.4

2615169 2016, Life-Cycle Toxicity Test Exposing Midges (Chironomus dilutus) to Clothianidin Metabolite (TMG) Applied to Sediment Under Static-Renewal Conditions Following EPA Test Methods, DACO: 9.3.4

2617174 2016, Clothianidin: A Small-Scale Prospective Groundwater Monitoring Study following Application of ARENA(R) 50 WDG to Turf in an Eco-Region Common to the United States and Canada (6th Interim Report - 5th Quarterly Report), DACO: 8.3.2.3

2712674 1997, Acute toxicity of CGA322704 (Metabolite of CGA293343) to the Cladoceran Daphnia magna STRAUS under static conditions, DACO: 9.3.2

2712685 2003, CGA293343 (Thiamethoxam technical) and CGA322704 (Thiamethoxam metabolite) Acute toxicity to a range of aquatic invertebrates, DACO: 9.3.4

2712695 1998, Toxicity test of CGA322704 (metabolite of CGA293343) on sediment-dwelling Chironomus riparius (syn. Chironomus thummi) under static conditions, DACO: 9.3.4

2712700 2005, Supplementary comments to Brixham Env. Lab Report BL7987B (2033605), DACO: 9.3.4

2713529 2013, Acute toxicity of clothianidin FS 600 G to the waterflea Daphnia magna in a static laboratory test system, DACO: 9.3.5

2713530 2014, Acute toxicity of clothianidin FS 600 G to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.5

2713531 2012, Poncho - Daphnia similis acute immobilisation test, DACO: 9.3.5

2713537 2000, Acute Toxicity Study of TI-435 Technical Grade with Louisiana Crawfish (Procambarus clarkii), DACO: 9.4.2

2713553 1999, Influence of TI-435 50 WDG on Development and Emergence of Larvae of Chironomus riparius in a Water-Sediment System, DACO: 9.3.5

2713555	2014, Outdoor study on the effects of a single pulse application of clothianidin in freshwater experimental ponds, DACO: 9.3.6
2713556	2014, Acute toxicity of CTCA to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713557	2014, Acute toxicity of HMIO to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713558	2014, Acute toxicity of MAI to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713559	2014, Acute toxicity of MG (BCS-AU36943) to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713560	2014, Acute toxicity of NTG (BCS-AG70981) to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713561	2014, Acute toxicity of TZFA (BCS-CQ88479) to larvae of Chironomus riparius in a 48 h static laboratory test system, DACO: 9.3.4
2713564	1999, Tl-435 50WDG Acute Immobilisation Test (48 h) to Daphnia magna STRAUS, DACO: 9.3.5
2713565	2000, 1st Amendment to the Report Tl-435 Technical Acute Immobilisation Test (48 h) Daphnia magna STRAUS, DACO: 9.3.2
2713580	2007, Clothianidin: A 10-Day Whole Sediment Toxicity Test with Leptoceirus plumulosus Using Spiked Sediment, DACO: 9.4.2
2739670	2011, [Guanidine-14C]clothianidin: Time dependent sorption from four European field dissipation soils, DACO: 8.2.4.2
2741625	1999, Degradation of 14C-thiazoyl labelled CGA293343 and its major metabolite CGA322704 (14C-thiazoyl labelled) in Borstel soil under aerobic conditions at 20C, DACO: 8.2.3.4.2
2741626	1999, Degradation of 14C-thiazoyl labelled CGA322704 in Schwaderloch soil under aerobic conditions at 20C, DACO: 8.2.3.4.2
2741627	1998, Adsorption/desorption of (14C-thiazoyl) CGA322704 by the batch equilibrium method, DACO: 8.2.4.2
2741629	2001, Rate of degradation of [thiazoyl-2-14C]-CGA322704 in Birkenheide soil, DACO: 8.2.3.4.2
2741630	1997, Adsorption Desorption of CGA 322704 in various soil types, DACO: 8.2.4.2
2744380	2000, Degradation of 14-C Thiazole CGA 322704 in Two Aerobic Aquatic Systems Under Laboratory Conditions, DACO: 8.2.3.5.2
2757917	2001, Adsorption/Desorption of [Thiazol-2-14C]-CGA 322704 on Birkenheide Soil, DACO: 8.2.4.2

A.2 Évaluation de la surveillance de l'eau

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2818731	2017, Additional Ancillary Data for Ontario Water Monitoring Studies Conducted from 2012 to 2016, DACO: 8.6.1,8.6.2
2818733	2017, Additional Ancillary Data for Ontario Water Monitoring Studies Conducted from 2012 to 2016, DACO: 8.6.1,8.6.2
2870577	2018, Relevancy of Monitoring Sites for Aquatic Invertebrate Risk Assessment Classification of 2014 Water Sampling Locations (Morrissey), DACO: 8.6
2870578	2018, Relevancy of Monitoring Sites for Aquatic Invertebrate Risk Assessment Classification of 2014 Water Sampling Locations (Morrissey), DACO: 8.6

B. Autres renseignements considérés

B.1 Évaluation des effets et du devenir dans l'environnement

Renseignements publiés

Belanger, S., M. Barron, P. Craig, S. Dyer, M. Galay-Burgos, M. Hamer, S. Marshall, L. Posthuma, S. Raimondo and P. Whitehouse. 2017. Future needs and recommendations in the development of species sensitivity distributions: Estimating toxicity thresholds for aquatic ecological communities and assessing impacts of chemical exposures. Integrated Environmental Assessment and Management 13(4): 664 – 674.

EFSA PPR Panel (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues), 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. EFSA Journal 2013;11(7):3290, 268 pp. doi:10.2903/j.efsa.2013.3290.

Young, D. and M. Fry. 2017. Field –scale evaluation of pesticide uptake into runoff using a mixing cell and a non-uniform uptake model. Environmental Modelling & Software. 1-8. In Press. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.09.007

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2538669	C.A. Morrissey, P. Mineau, J.H. Devries, F. Sanchez-Bayo, M. Liess, M.C. Cavallaro and K. Liber. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. Environment International 74: 291-303, DACO: 8.6
2545407	Bonmatin, J-M. et al, 2014, Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil - Environmental Science and Pollution Research, Volume 22, Number 1, Pages 35 to 67, DACO: 12.5.8

2723759	Sanchez-Bayo, F., K. Goka and D. Hayasaka, 2016, Contamination of the aquatic environment with neonicotinoids and its implication for ecosystems, Frontiers of Environmental Science 4: 1-14, DACO: 8.6
2818524	Maloney, E.M., C.A. Morrissey, J.V. Headley, K.M. Peru and K. Liber, 2017, Cumulative toxicity of neonicotinoid insecticide mixtures to Chironomus dilutus under acute exposure scenarios, Maloney, E.M., C.A. Morrissey, J.V. Headley, K.M. Peru and K. Liber. 2017. Cumulative toxicity of neonicotinoid insecticide mixtures to Chironomus dilutus under acute exposure scenarios. Environ. Toxicol. and Chem. 36 (11): 3091-3101., DACO: 9.9
2832753	Miles JC, Hua J, Sepulveda MS, Krupke CH, Hoverman JT, 2017, Effects of clothianidin on aquatic communities: Evaluating the impacts of lethal and sublethal exposure to neonicotinoids, Miles JC, Hua J, Sepulveda MS, Krupke CH, Hoverman JT (2017) Effects of clothianidin on aquatic communities: Evaluating the impacts of lethal and sublethal exposure to neonicotinoids. PLoS ONE 12(3): e0174171. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174171, DACO: 9.9
2841145	Ahmed, M.A.I and F. Matsumura, 2012, Synergistic actions of formamidine insecticides on the activity of pyrethroids and neonicotinoids against Aedes aegypti (Diptera: Culicidae), Ahmed, M.A.I and F. Matsumura. 2012. Synergistic actions of formamidine insecticides on the activity of pyrethroids and neonicotinoids against Aedes aegypti (Diptera: Culicidae). J. Med. Entomol. 49(6):1405-1410., DACO: 9.3.4,9.9
2842540	Raby, M., M. Nowierski, D. Perlov, X. Zhao, C. Hao, D.G. Poirier and P.K. Sibley, 2018, Acute toxicity of six neonicotinoid insecticides to freshwater invertebrates, Raby, M., M. Nowierski, D. Perlov, X. Zhao, C. Hao, D.G. Poirier and P.K. Sibley. 2018. Acute toxicity of six neonicotinoid insecticides to freshwater invertebrates. Environ. Toxicol. and Chem. Accepted Article, DOI: 10.1002/etc.4088., DACO: 9.3.4,9.9
2861091	Bartlett, A.J., A.M. Hedges, K.D. Intini, L.R. Brown, F.J. Maisonneuve, S.A. Robinson, P.L. Gillis and S.R. de Solla, 2018, Lethal and sublethal toxicity of neonicotinoid and butenolide insecticides to the mayfly, Hexagenia spp, DACO: 9.3.4,9.9
2861918	Basley, K. and D. Goulson, 2018, Neonicotinoids thiamethoxam and clothianidin adversely affect the colonisation of invertebrate populations in aquatic microcosms, Basley, K. and D. Goulson. 2018. Neonicotinoids thiamethoxam and clothianidin adversely affect the colonisation of invertebrate populations in aquatic microcosms. Environ. Sci. Poll. Res. https://doi.org/10.1007/s11356-017-1125-5, DACO: 9.3.4,9.9
2862805	Whiteside, M., P. Mineau, C. Morrison and L.D. Knopper, 2008, Comparison of a score-based approach with risk-based ranking of in-use agricultural pesticides in Canada to aquatic receptors, Whiteside, M., P. Mineau, C. Morrison and L.D. Knopper. 2008. Comparison of a score-based approach with risk-based ranking of in-use agricultural pesticides in Canada to aquatic receptors. Integr Environ Ass Mgmt. 4(2):215-236., DACO: 9.9

2862808	United States Environmental Protection Agency, 2017, Preliminary Aquatic and Non-Pollinator Terrestrial Risk Assessment to Support the Registration Review of Clothianidin, DACO: 12.5.8,12.5.9
2866915	Hladik, M.L., S. Bradbury, L.A. Schulte, M. Helmers, C. Witte, D.W. Kolpin, J.D. Garrett and M. Harris, 2017, Neonicotinoid insecticide removal by prairie strips in row-cropped watersheds with historical seed coating use, DACO: 8.6
2873503	Maloney, E.M., C.A. Morrissey, J.V. Headley, K.M. Perua and K. Liber, 2018, Can chronic exposure to imidacloprid, clothianidin, and thiamethoxam mixtures exert greater than additive toxicity to Chironomus dilutus?, DACO: 9.3.4,9.9

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2518467	2004, An assessment of buffer zone effectiveness in reducing pesticide runoff from potato fields in Prince Edward Island (2001-2002). Environment Canada, Environmental Protection Branch, Atlantic Region., DACO: 8.6
2722291	Yokoyama, A., K. Ohtsu, T. Iwafune, T. Nagai, S. Ishihara, Y. Kobara, T. Horio and S. Endo., 2009, A useful new insecticide bioassay using first-instar larvae of a net-spinning caddisfly, Cheumatopsyche brevilineata (Trichoptera: Hydropsychidae)., J. Pestic. Sci. 34(1): 13-20, DACO: 9.3.4
2722304	Whiting S.A., Strain K.E., Campbell L.A., Young B.G., and Lydy, M. J., 2014, A multi-year field study to evaluate the environmental fate and agronomic effects of insecticide mixtures., Sci. Tot. Environ. 497-498: 534-542., DACO: 9.9
2753706	2017, Final Progress Report (2014-2017) to the Ontario Ministry of the Environment and Climate Change. Grant Funding Agreement STF14-087 with Environment and Climate Change Canada: Assessment of acute and chronic toxicity of neonicotinoid insecticides to non-target aquatic species., see comments, DACO: 9.3.4

B.2 Évaluation de la surveillance de l'eau

Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2526133	Main, A.R., J.V. Headley, K.M. Peru, N.L. Michel, A.J. Cessna, and C.A. Morrissey, 2014, Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. PLoS ONE 9(3): e92821, DACO: 8.6
2526184	Schaasfsma, A., V. Limay-Rios, T. Beaute, J. Smith, and Y. Xue, 2015, Neonicotinoid insecticide residue in surface water and soil associated with commercial maize (corn) fields in Southwestern Ontario. PLoS ONE 10(2): e0118139, DACO: 8.6
2526820	Mineau, P., and C. Palmer, 2013, The impact of the Nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy, March 2013. 96 pp., DACO: 8.6
2544468	Giroux, I., 2014, Présence de pesticides dans l'eau au Québec - Zones de vergers et de pommes de terre, 2010 à 2012. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71747-8 (PDF), DACO: 8.6
2561884	Giroux, I., 2015, Présence de pesticides dans l'eau au Québec: Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya - 2011 à 2014, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-73603-5, Available: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides.htm, DACO: 8.6
2572395	Main, A.R., N.L. Michel, M.C. Cavallaro, J.V. Headley, K.M. Peru, and C.A. Morrissey, 2016, Snowmelt transport of neonicotinoid insecticides to Canadian Prairie wetlands. Agriculture, Ecosystems and Environment 215: 76-84, DACO: 8.6
2608629	Main, A.R., N.L. Michel, J.V. Headley, K.M. Peru, and C.A. Morrissey, 2015, Ecological and landscape drivers of neonicotinoid insecticide detections and concentrations in Canada's Prairie Wetlands. Environmental Science & Technology 49:8367-8376, DACO: 8.6
2703534	Struger, J., J. Grabuski, S. Cagampan, E. Sverko, D. McGoldrick, and C.H. Marvin, 2017, Factors influencing the occurrence and distribution of neonicotinoid insecticides in surface waters of southern Ontario, Canada. Chemosphere 169: 516-523, DACO: 8.6

2821394 Giroux, I., 2017, Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec - Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016. ISBN 978-2-550-78847-8, DACO: 8.6

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2468268	Government of Prince Edward Island, 2014, Summary of pesticide detections in groundwater, surface water and sediment from the PEI Pesticide Monitoring Program (2004-2014). Downloaded from www.gov.pe.ca/pesticidemonitoring on October 24, 2014, DACO: 8.6
2523836	Ontario Ministry of the Environment and Ontario Ministry of Agriculture and Food, 2013, Unpublished water monitoring data for neonicotinoids in streams in Southern Ontario. Data received from a joint Ontario Ministry of Environment-Ministry of Agriculture and Food pesticide monitoring program. Data received on November 26, 2013 following the PMRA's request for monitoring data on neonicotinoids, DACO: 8.6
2523837	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 2013, Unpublished water monitoring data on neonicotinoids in Quebec water bodies from 2010 to 2012. Data received from the ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec on November 27, 2013 following the PMRA's request for water monitoring data on neonicotinoids, DACO: 8.6
2523839	Environment Canada, 2014, Unpublished monitoring data on neonicotinoids in Ontario surface water in 2012 and 2013, from Environment Canada's Water Quality Monitoring and Surveillance Division in Burlington. Information received on January 15, 2014 following the PMRA's request for monitoring data on neonicotinoids, DACO: 8.6
2532563	Environment Canada, 2015, Unpublished monitoring data on neonicotinoids in Ontario surface water in 2014, from Environment Canada's Water Quality Monitoring and Surveillance Division in Burlington. Information received on May 13, 2015, DACO: 8.6
2548876	Pest Management Regulatory Agency, Pesticides detected in water and soil samples collected as part of the Hive Monitoring Program in 2014, Health Canada. Unpublished, DACO: 8.6
2548877	Pest Management Regulatory Agency, Pesticides detected in water and soil samples collected during Bee Mortality Incidents in 2013 and 2014, Health Canada. Unpublished, DACO: 8.6

2612760 Main, A.R., J.V. Headley, K.M. Peru, N.L. Michel, A.J. Cessna, and C.A. Morrissey, 2014, RAW DATA for PMRA 2526133 - Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. PLoS ONE 9(3): e92821. Raw data received from C.A. Morrissey on February 12, 2016, DACO: 8.6

2612761 Main, A.R., N.L. Michel, M.C. Cavallaro, J.V. Headley, K.M. Peru, and C.A. Morrissey, 2016, RAW DATA for PMRA 2572395 - Snowmelt transport of neonicotinoid insecticides to Canadian Prairie wetlands. Agriculture, Ecosystems and Environment 215: 76-84. Raw data received from C.A. Morrissey on February 4, 2016, DACO: 8.6

2612762 Main, A.R., N.L. Michel, J.V. Headley, K.M. Peru, and C.A. Morrissey, 2015, RAW DATA for PMRA 2608629 - Ecological and landscape drivers of neonicotinoid insecticide detections and concentrations in Canada's Prairie Wetlands. Environmental Science & Technology 49: 8367-8376. File also contains additional unpublished data for the summer of 2013. Data received from C.A. Morrissey on February 12, 2016, DACO: 8.6

2681876 Environment Canada, 2016, Unpublished monitoring data for neonicotinoid insecticides, fungicides (strobins and conazoles), acid herbicides, neutral herbicides, op insecticides, sulfonyls herbicides and carbamate pesticides in Ontario surface water in 2015, DACO: 8.6

2707947 Environment and Climate Change Canada, 2016, Unpublished water monitoring data for neonicotinoids in waterbodies from the Pacific Region of Canada from 2014 to 2015, DACO: 8.6

2709791 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016, ClothianidineThiamethoxame 2015-2016 Projet 226, DACO: 8.6

2709792 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016, Clothianidine Thiamethoxame 2015-2016 Projet 4214, DACO: 8.6

2709793 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016, ClothianidineThiamethoxame Gilbeault Delisle Norton, DACO: 8.6

2710505 Ontario Ministry of Environment and Climate Change, 2016, WWTP neonic data and sampling info, DACO: 8.6

2712893 Ontario Ministry of Environment and Climate Change, 2016, OMOECC monitoring studies for the year 2015 on pesticides, including neonicotinoids, in pollen, drinking water, soil, streams, and bumblebees, as well as baseline aquatic invertebrate community assemblages in southwestern Ontario, https://www.ontario.ca/search/data-catalogue?sort=asc&query=neonicotinoids, DACO: 8.6

2712896	Morrissey, C., 2016, Unpublished monitoring data on neonicotinoids in wetlands sampled in the summer of 2014 along breeding bird survey routes across Saskatchewan, DACO: 8.6
2745506	Prince Edward Island Department of Communities, Land and Environment, 2016, PEI Pesticide Monitoring Program's Stream Water Pesticide Analysis, 2009-2015. Available at: https://www.princeedwardisland.ca/en/service/pesticide-analysis-stream-water-open-data. Downloaded March 28, 2017, DACO: 8.6
2745819	Environment and Climate Change Canada, 2017, Water monitoring data for neonicotinoids from the Prairie provinces, 2014-2016. Data received through the Environmental Monitoring Working Group of Agriculture and Agri-Food Canada's Multi-stakeholder Forum on January 27, 2017, DACO: 8.6
2745820	2017, Water monitoring data for neonicotinoids from the Atlantic Region, 2015, DACO: 8.6
2759002	Ontario Ministry of the Environment and Climate Change, Pesticide Network 2012-2014 Neonic Data, DACO: 8.6
2785041	Environment and Climate Change Canada, 2017, Water sampling from drainage ditches, streams and ponds around the Ottawa area, DACO: 8.6
2821395	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2017, Unpublished water monitoring data for clothianidin and thiamethoxam in Quebec surface water in 2016 and 2017, DACO: 8.6
2834287	Environment and Climate Change Canada, 2017, Unpublished water monitoring data for pesticides in Great Lakes Tributaries, from 2007 to 2016, DACO: 8.6
2834289	Environment and Climate Change Canada , 2017, Unpublished water monitoring data for pesticides in the Atlantic region from 2013 to 2016, DACO: 8.6
2842169	Water Monitoring for Neonicotinoid Pesticides in British Columbia - 2017, DACO: 8.6
2842180	Neonicotinoid Water Monitoring Data for British Columbia in 2017, DACO: 8.6
2842307	Neonicotinoid Water Monitoring Data for Alberta in 2017, DACO: 8.6
2842433	Neonicotinoids in Surface Water from Alberta's Agricultural Areas: 2017 Report, DACO: 8.6
2842449	Saskatchewan Water Monitoring Program for Neonicotinoid Pesticides 2017, DACO: 8.6
2842595	Neonicotinoid monitoring in surface and ground water in Manitoba2017, DACO: 8.6
2845169	Neonicotinoid Water Monitoring Data for Prince Edward Island in 2017, DACO: 8.6

2847073	2017, Final Report - Prairie Wetland Neonicotinoid Monitoring Program, DACO: 8.6
2847083	EMWG - Data Collection - PPR Final 2017, DACO: 8.6
2849265	2017 Saskatchewan Neonicotinoid water sampling program, DACO: 8.6
2849266	Saskatchewan Neonicotinoid stream survey 2017 - 2014-2017 crop types, DACO: 8.6
2849359	Manitoba Neonic Monitoring Raw Data 2017, DACO: 8.6
2849370	Manitoba Crop Composition by Rural Municipality 2017, DACO: 8.6
2889992	2017, Unpublished water monitoring data for neonicotinoids in waterbodies from the Pacific Region of Canada in 2016, DACO: 8.6